

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Maîtrise en environnement

LA BIODÉGRADATION DES BPC DANS LE SOL :
ÉTAT DE LA SITUATION
DES POINTS DE VUE LÉGAL, SOCIAL ET TECHNIQUE

essai présenté en vue de l'obtention
du grade de maître en environnement (M.Env.)

Bénédicte THÉRIEN

Sherbrooke (Québec), CANADA

Avril 1996

BIODÉGRADATION DES BPC DANS LES SOLS : ÉTAT DE LA SITUATION DES POINTS DE VUE LÉGAL, SOCIAL ET TECHNIQUE

Bénédicte THÉRIEN

Maîtrise en environnement

Université de Sherbrooke

Avril 1996

mots clés : biodégradation, BPC, sols, sédiments, réglementation, traitement in-situ, traitement ex-situ, réacteur, micro-organismes

Les BPC sont des substances d'origine anthropique pouvant causer des dommages à l'environnement et doivent donc être enlevés. Pour ce faire, de nombreuses méthodes d'élimination existent, mais elles comportent toutes des désavantages économiques ou sociaux. L'utilisation de la biodégradation comme méthode de traitement des sols ou des sédiments contaminés pourrait remédier à ces désavantages une fois les connaissances techniques maîtrisées. L'objectif de cet essai est de situer la biodégradation dans les contextes légal, social et technique en mettant l'accent sur les découvertes récentes effectuées en laboratoire ou à l'échelle pilote et en soulignant les champs de recherche les plus prometteurs.

SOMMAIRE

Depuis 1977, la synthèse des biphényles polychlorés (BPC) est interdite en Amérique du Nord, mais leurs effets se font encore sentir de nos jours. En effet, de par leurs propriétés physiques (faible solubilité dans l'eau, stabilité, résistance à la biodégradation) les BPC persistent dans l'environnement et s'accumulent dans la chaîne alimentaire, causant plusieurs nuisances telle la diminution de la capacité de reproduction des poissons, des mammifères et des oiseaux. Bien qu'on les soupçonne d'être cancérogènes pour l'homme, aucune étude ne l'a encore démontré. Ils ne sont pas très toxiques d'un point de vue aigu ou subaigu et n'engendreraient que des effets relativement mineurs (irruptions cutanées). Le plus grand danger pour l'homme réside dans une exposition à long terme ou dans le fait que leur combustion incomplète entraîne la formation de dioxines et de furanes, composés nettement plus toxiques et cancérogènes.

Ces dangers pour les écosystèmes et pour l'homme obligent leur retrait de l'environnement et leur destruction. La majeure partie des BPC dans l'environnement se trouve dans les sols et les sédiments. Les technologies pour les détruire sont limitées et coûteuses, d'où l'importance d'une technologie telle la biodégradation qui, une fois au point, pourra rivaliser avantageusement avec les technologies établies. Il est entendu qu'il reste encore des efforts supplémentaires de recherche et de développement avant de pouvoir commercialiser cette technologie, mais elle présente des avantages incontestés des points de vue social et économique.

D'un point de vue légal, les sols contaminés aux BPC sont soumis aux règlements fédéraux lorsque la concentration dépasse 50 ppm et en tout temps au règlement provincial québécois sur les déchets dangereux, du moins jusqu'à l'acceptation du projet de règlement sur les matières dangereuses. Les modalités de transport, d'importation, d'exportation, d'entreposage, d'exploitation d'un lieu d'élimination ou de traitement et les critères de décontamination sont les mêmes quelle que soit la technologie employée. Un règlement particulier concerne les unités mobiles de traitement ou de destruction.

Au Canada, les technologies disponibles, établies ou démontrées se limitent à la désorption thermique (ECO LOGIC, Triwaste...), à l'enfouissement dans des cellules à sécurité maximale et à l'incinération (centre d'élimination des déchets spéciaux de Swan Hills en Alberta et l'incinérateur mobile Ogden qui élimine les BPC du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec). L'incinération est très contestée parce qu'elle présente des risques de rejets de dioxines et de furanes. La désorption thermique n'est pas une combustion, mais comme elle se fait à température élevée elle risque de susciter des craintes populaires assez fortes pour nuire à son application. Finalement l'enfouissement, quoique très avantageux du point de vue économique, n'est pas une solution environnementale et ne cadre pas dans des efforts de gestion et de développement durable.

Bien que très récente, la notion d'acceptabilité sociale oblige les promoteurs à tenir compte de l'opinion publique, mais aussi à répondre aux questions et attentes du public s'ils veulent que leur projet soit accepté. Les points importants à considérer varient de la formation de comités informatifs à la mise en place de dédommagements et de mesures d'urgence. Comparée aux autres technologies, la biodégradation comporte des avantages sociaux et économiques non négligeables. En effet, aucun produit chimique ou toxique n'est utilisé, le risque d'accident (fuite, explosion) est faible, les inconvénients sont peu nombreux (bruit, odeur), les micro-organismes utilisés ne présentent aucun danger et le processus est entièrement naturel. De plus, les infrastructures nécessaires pour un projet de biodégradation peuvent être rudimentaires (biodégradation en andain) ou plus complexes (en réacteur), mais les coûts restent quand même bas (faible consommation d'électricité, opérations simples, système d'épuration des gaz inutile...).

La biodégradation aurait pu être la solution idéale, s'il n'y avait pas de problèmes de performance technique. En effet, il n'a pas encore été démontré que cette technologie pouvait réduire la concentration de BPC dans les sols en deçà du critère B, soit 1 ppm. Les recherches sont prometteuses, mais une fois hors laboratoire, les taux de biodégradation ne sont pas aussi élevés. Vérifier la théorie en laboratoire est une chose, appliquer cette théorie à grande échelle en est une autre.

Ainsi, les faits saillants de la recherche en laboratoire sont les suivants:

- les mécanismes de dégradation des BPC par la 2,3 - dioxygénase et la 3,4- dioxygénase sont établis, quoiqu'ils ne sont peut-être pas exclusifs;
- les métabolites sont identifiés (chlorobenzoates);
- des souches capables de dégrader les BPC de façon aérobie sont déjà identifiées et caractérisées, de même que des souches hautement performantes;
- les facteurs influençant la biodégradation sont connus (nombre et position des atomes de chlore, présence de sources alternatives de carbone, présence ou absence d'oxygène, disponibilité du contaminant, présence de matière organique);
- les manipulations génétiques ont réussi à créer des souches recombinées plus résistantes et aux pouvoirs de dégradation améliorés. Elles visent généralement l'élaboration de souches encore plus performantes quant au spectre de congénères attaqués et au pourcentage de dégradation. L'utilisation de ces souches se limite à l'échelle laboratoire; et
- des méthodes alternatives de dégradation sont étudiées comme l'utilisation de champignons, le compostage et la phytoremédiation.

Les essais à l'échelle pilote peuvent être classés en 3 catégories :

- les essais *in-situ* sur des sols et des sédiments;
- les essais anaérobies ou aérobies en réacteur; et
- les traitements séquentiels en réacteurs.

Quoique moins remarquables qu'en laboratoire, les résultats obtenus sont prometteurs compte tenu que dans la plupart des cas, un meilleur contrôle des conditions ambiantes, une meilleure disponibilité du contaminant et un ensemencement de souches plus performantes auraient certainement amélioré les performances.

Finalement, l'auteure favorise le choix d'un traitement davantage appliqué au type de contamination. Par exemple, lorsque les sols sont peu contaminés par des BPC peu chlorés et que

Finalement, l'auteure favorise le choix d'un traitement davantage appliqué au type de contamination. Par exemple, lorsque les sols sont peu contaminés par des BPC peu chlorés et que le contaminant est disponible (faiblement adsorbé à la matière organique), une stimulation *in-situ* des micro-organismes indigènes ou ensemencés pourrait s'avérer suffisante, alors qu'un traitement *ex-situ* avec ajout de solvant serait plus adapté à un sol contenant une grande quantité d'argile et de matière organique. Par contre, un sol contaminé par un mélange d'Aroclor très chloré pourrait bénéficier d'un traitement séquentiel anaérobie-aérobie. De plus, la recherche et le développement (R&D) devraient s'axer davantage sur la découverte d'une source alternative de carbone, sur l'utilisation combinée de plusieurs souches ayant des capacités complémentaires et sur l'utilisation de bactéries produisant ou utilisant un surfactant. De même, la biodégradation *ex-situ* en andain devrait faire l'objet de recherches et d'essais supplémentaires étant donné que son efficacité pour le traitement des hydrocarbures est démontrée.

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier mon directeur d'essai Dr. Guy Viel du Groupe Serrener Inc. pour ses suggestions et son support tout au long de mon essai. Merci aussi à mes parents et amis.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION.....	1
1. STRUCTURE ET PROPRIÉTÉS DES BPC.....	3
1.1 Nomenclature	3
1.2 Propriétés	4
1.2.1 <u>Toxicité</u>	5
1.2.2 <u>Solubilité et adsorption</u>	6
1.2.3 <u>Photodégradation</u>	7
1.2.4 <u>Biodégradation</u>	7
1.3 Composés halogénés naturels.....	8
2. CONTEXTE LÉGISLATIF	9
2.1 Provincial - Québec.....	9
2.1.1 <u>Règlement sur les déchets dangereux</u>	9
2.1.2 <u>Loi sur la qualité de l'environnement</u>	10
2.1.3 <u>Projet de Règlement sur les matières dangereuses</u>	11
2.1.4 <u>Politique de réhabilitation des terrains contaminés</u>	12
2.2 Fédéral.....	13
2.2.1 <u>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</u>	13
2.2.2 <u>Règlement sur le transport des matières dangereuses</u>	13
2.2.3 <u>Règlement sur les biphényles polychlorés</u>	14
2.2.4 <u>Règlement fédéral sur le traitement et la destruction des BPC</u> <u>au moyen d'unités mobiles</u>	15
2.2.5 <u>Règlement sur le stockage des matériels contenant des BPC</u>	15
2.2.6 <u>Règlement sur l'exportation de déchets contenant des BPC</u>	15
3. MÉTHODES D'ÉLIMINATION COURANTES.....	17
3.1 Technologies établies	17
3.1.1 <u>Incinérateur de Swan Hills</u>	17
3.1.2 <u>Incinérateur à lit fluidisé Ogden de Cintec Environnement Inc.</u>	19
3.2 Technologies démontrées.....	20
3.2.1 <u>Désorption thermique</u>	20
3.2.2 <u>Extraction à l'aide d'un solvant</u>	21
3.3 Technologies émergentes	22
3.3.1 <u>Biodégradation</u>	22
3.4 Enfouissement.....	23
4. ACCEPTABILITÉ SOCIALE	25
4.1 Étude de cas : Projet d'élimination des BPC dont le MEF a la garde.....	25
4.1.1 <u>Choix du site</u>	25
4.1.2 <u>Chacun chez soi</u>	26
4.2 Facteurs à considérer afin de faciliter l'acceptation sociale d'un projet.....	27

5. DÉGRADATION MICROBIENNE : THÉORIE ET DÉMONSTRATION EN	
LABORATOIRE	28
5.1 Voies cataboliques de dégradation des biphényles polychlorés	28
5.2 Dégradation des métabolites (chlorobenzoates)	31
5.3 Cométabolisme	34
5.4 Facteurs affectant la biodégradation des BPC	38
5.4.1 <u>Présence et absence d'oxygène</u>	38
5.4.2 <u>Disponibilité du contaminant</u>	40
5.4.3 <u>Pré-oxydation chimique avec le réactif de Fenton</u>	40
5.4.4 <u>Spécificité des enzymes dégradant les BPC</u>	41
5.5 Génétique	48
5.6 Solutions alternatives	50
5.6.1 <u>Biodégradation par les champignons</u>	50
5.6.2 <u>Compostage</u>	51
5.6.3 <u>Phytoremédiation</u>	52
6. TRAITEMENT À L'ÉCHELLE PILOTE	54
6.1 Biodégradation <i>In-situ</i>	54
6.1.1 <u>Sols</u>	55
6.1.2 <u>Sédiments</u>	56
6.2 Traitement en réacteurs	57
6.2.1 <u>Traitement aérobie</u>	57
6.2.2 <u>Traitement anaérobie</u>	58
6.3 Traitement séquentiel	60
6.3.1 <u>Extraction et biodégradation</u>	60
6.3.2 <u>Photolyse, oxydation chimique et biodégradation</u>	62
6.3.3 <u>Contamination mixte</u>	65
6.4 Recommandations	68
CONCLUSION	70
RÉFÉRENCES	72
BIBLIOGRAPHIE	80
ANNEXE 1	82

LISTE DES FIGURES

	Page
FIGURE 1-1 STRUCTURE GÉNÉRALE DES BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS.....	3
FIGURE 1-2 QUELQUES EXEMPLES DE MOLÉCULES DE PCDD ET PCDF.....	6
FIGURE 5-1 VOIE DE DÉGRADATION DU BIPHÉNYLE PAR DES BACTÉRIES AÉROBIES.....	28
FIGURE 5-2 VOIE DE DÉGRADATION DE LA 2,3 - DIOXYGÉNASE.....	29
FIGURE 5-3 ACÉTOPHÉNONE CHLORÉ, UN MÉTABOLITE PRODUIT PAR PLUSIEURS ESPÈCES BACTÉRIENNES.....	30
FIGURE 5-4 VOIE CATABOLIQUE PROPOSÉE PAR ARENSDORF ET FOCHT POUR LA DÉGRADATION DES 2-, 3, ET 4-CBP PAR LA SOUCHE P166.....	32
FIGURE 5-5 ÉTAPES INITIALES DE LA VOIE PROPOSÉE POUR LA DÉGRADATION DU 2-CBA EN ACIDE MUCONIQUE OU EN CHLOROMUCONATE, EN PASSANT PAR LE CATÉCHOL	33
FIGURE 5-6 DÉCHLORATION ANAÉROBIE DU 2,3,4,3',4'-CBP.....	38
FIGURE 5-7 BIODÉGRADATION DE L'AROCLOR 1248 PAR DES CELLULES AU REPOS DE <i>A. EUTROPHUS</i> H850 ET DE <i>CORYNEBACTERIUM</i> SP. MB1.....	41
FIGURE 5-8 STRUCTURES DE QUELQUES CONGÉNÈRES DÉGRADABLES PAR <i>A. EUTROPHUS</i> H850.....	44
FIGURE 6-1 PROCÉDÉ IRB POUR LE TRAITEMENT DES SOLS CONTAMINÉS AUX BPC.....	61
FIGURE 6-2 ESSAIS EN BIORÉACTEUR EFFECTUÉS PAR LA FIRME WASHBURN & GILLIS POUR LE TRAITEMENT DE SOLS CONTAMINÉS AUX BPC.....	66

LISTE DES TABLEAUX

	Page
TABEAU 1-1 POURCENTAGE DE LA COMPOSITION EN ATOMES DE CHLORE ET EN GROUPES D'HOMOLOGUES POUR DIFFÉRENTS MÉLANGES D'AROCLOR.....	4
TABEAU 3-1 ÉVALUATION DES COÛTS DES TECHNOLOGIES CURATIVES DE DÉCONTAMINATION DE SOLS OU DE SÉDIMENTS CONTAMINÉS AUX BPC.....	23
TABEAU 4-1 FACTEURS À CONSIDÉRER AVANT DE PROPOSER UN PROJET À CARACTÈRE ENVIRONNEMENTAL.....	27
TABEAU 5-1 EFFETS DE L'UTILISATION DE BIPHÉNYLE ET DE COMPOSÉS AROMATIQUES COMME SEULE SOURCE DE CARBONE SUR LA DÉGRADATION DE CERTAINS CONGÉNÈRES PAR TROIS SOUCHES BACTÉRIENNES.....	37
TABEAU 5-2 DÉGRADATION DES AROCLORS 1242, 1248 ET 1254 PAR <i>ALCALIGENES EUTROPHUS</i> H850.....	43
TABEAU 5-3 COMPÉTENCE DE DIFFÉRENTS MICRO-ORGANISMES EN MATIÈRE DE DÉGRADATION DE CERTAINS CONGÉNÈRES.....	45
TABEAU 5-4 ANALYSE DE LA DÉGRADATION D'UN MÉLANGE DES KANECHLORS 200, 300, 400 ET 500, AINSI QUE DU PCB 48 PAR <i>RHODOCOCCUS</i> SP. RHA1 INCUBÉE PENDANT TROIS JOURS.....	47
TABEAU 5-5 DÉGRADATION DE DIFFÉRENTS CONGÉNÈRES SUBSTITUÉS EN <i>ORTHO</i> OU <i>PARA</i> PAR TROIS SOUCHES BACTÉRIENNES, RHA1, LB400 ET KF707.....	48
TABEAU 5-6 POTENTIEL DE DÉGRADATION DES BPC PAR TROIS CARIES BLANCHES EN FONCTION DU DEGRÉ DE CHLORATION.....	50
TABEAU 6-1 RÉSULTATS DE LA STIMULATION AÉROBIE DES SÉDIMENTS DE HUDSON RIVER.....	57
TABEAU 6-2 ÉVOLUTION DU POURCENTAGE DE DÉGRADATION DES BPC.....	58

TABLEAU 6-3 RÉDUCTION OBTENUE EN % PAR GROUPE D'HOMOLOGUES, APRÈS 4 SEMAINES DE TRAITEMENT DE SOL EN SUSPENSION BIOLOGIQUE.....	63
TABLEAU 6-4 RÉDUCTION OBTENUE EN % PAR GROUPE D'HOMOLOGUES, APRÈS 1 SEMAINE DE TRAITEMENT AVEC DES INDUCTEURS.....	64
TABLEAU 6-5 TRAITEMENT À PRIVILÉGER EN FONCTION DU TYPE DE SOL ET DE LA CONTAMINATION.....	68

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1	LISTE ET DESCRIPTION SOMMAIRE DES MICRO-ORGANISMES JOUANT UN RÔLE DANS LA DÉGRADATION DES BPC	82
----------	--	----

LISTE DES ACRONYMES

ADN	acide désoxyribonucléique
ASWMS	Alberta Special Waste Management System
BAPE	Bureau d'Audiences Publiques sur l'Environnement
BP	biphényle
BPC	biphényle polychloré
BTEX	benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
CBP	chlorobiphényle
CCME	Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement
C/P/N	carbone/ phosphore/azote
CBA	chlorobenzoate
CC	chlorocatéchol
Cd	cadmium
C _i	concentration initiale
Cu	cuiivre
DORS	décret, ordonnance ou règlement statutaire
ECO LOGIC	ELI Eco Logic International Inc.
GE	General Electric
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique
HCl	acide chlorhydrique
IRB	Institut de Recherche en Biotechnologie
K	potassium
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LES	lieu d'enfouissement sanitaire
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
LRC	Loi ou règlement canadien
KPEG	polyéthylène de glycol
MEF	ministère de l'Environnement et de la Faune
MCBP	monochlorobiphényle
NB	Nouveau-Brunswick
NIMBY	syndrome Not In My BackYard = syndrome pas dans ma cour
OD	oxygène dissout
Pb	plomb
PCDD	polychlorodibenzodioxine
PCDF	polychlorodibenzofurane
PCP	pentachlorophénol
ppm	partie par million
PRMD	projet de règlement sur les matières dangereuses
p.s.	poids sec
R&D	recherche et développement
RDD	Règlement sur les déchets dangereux
RTMD	Règlement sur le transport des matières dangereuses
SITE	Superfund Innovative Technology Evaluation
TCDD	tetrachlorodibenzodioxine
TNT	trinitrotoluène

TPS	Thermal Phase Separator
USEPA	United States Environmental Protection Agency
U.V.	ultraviolet
WGA	Washburn & Gillis Associates Ltd
Zn	zinc

INTRODUCTION

Les BPC sont des composés synthétiques d'origine anthropique, qui se sont malencontreusement retrouvés dans l'environnement suite à des déversements accidentels ou des rejets volontaires. Bien que très utiles par leurs propriétés physiques et chimiques, ils s'accumulent dans la chaîne alimentaire et causent des dommages à l'environnement en présentant des risques pour les organismes vivants et pour la santé humaine. Pour cette raison, ils doivent être éliminés, mais les technologies existantes sont limitées, coûteuses et comportent généralement des risques. Une technologie alternative prometteuse mais encore en développement s'offre pour la décontamination de sols ou de sédiments : la biodégradation. En effet, contrairement à ce que l'on a toujours cru, les composés organiques chlorés, dont les BPC, sont biodégradables et la nature posséderait tout ce qu'il faut pour s'en débarrasser. La preuve est qu'il existe environ 2 000 composés organiques halogénés de sources naturelles qui s'accumuleraient inexorablement s'il n'existait pas de moyens naturels de s'en débarrasser.

De plus, des découvertes surprenantes démontrant la biodégradation des BPC justifient tout à fait l'exploitation de ce créneau par des programmes poussés de R&D. Aux États-Unis, le programme fédéral de financement et d'évaluation de technologies de décontamination de sites (Superfund Innovative Technology Evaluation, SITE) et d'autres organismes et entreprises ont, depuis déjà quelques années, réalisé le potentiel de cette technologie et subventionnent actuellement plusieurs programmes de recherche. Si les entreprises canadiennes veulent demeurer à la fine pointe des procédés de traitement de matières dangereuses, elles doivent aussi tenter d'orienter leurs recherches vers ce domaine, car à l'heure actuelle peu d'organismes ou d'entreprises exploitent cette technologie.

Le but de cet essai est donc de donner un aperçu de la situation de la biodégradation des BPC dans les sols, d'en établir la faisabilité technique et d'en souligner les avantages dans des contextes légal, social et technique, en la comparant aux technologies d'élimination existantes. La mise en contexte de la biodégradation des BPC dans les sols sans se limiter à la faisabilité technique est d'une certaine façon originale. En effet, la technologie étant encore récente, les aspects légal et social sont souvent omis et seul l'aspect technique est élaboré. Pourtant, le cadre

réglementaire concernant la démonstration ou l'exploitation de cette technologie de même que les difficultés d'acceptabilité sociale doivent être connus afin d'en faciliter la réalisation. En effet, depuis le refus international de recevoir des BPC étrangers et plus près de nous l'incendie de St-Basile-le-Grand, les BPC sont devenus des symboles de déchets dangereux hautement toxiques à garder le plus loin possible de soi. Panique justifiée ou non du public, il est primordial de s'assurer l'appui de la population avant de débiter tout projet d'élimination de BPC et de sonder l'opinion publique sur la façon de le faire. Cela permettra au mieux d'éviter de nombreux désagréments comme ceux vécus par le promoteur du projet d'élimination des BPC du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) à Baie-Comeau, St-Basile-le-Grand et Shawinigan-Sud, mais surtout de ne pas être pris au dépourvu.

Pour ce faire, les dispositions législatives provinciales et fédérales traitant de la gestion et de l'élimination des BPC ont été examinées et l'accent a été mis sur les articles traitant des sols contaminés. Puis le projet d'élimination des BPC du MEF a été cité en exemple afin d'illustrer l'importance de l'acceptabilité sociale. Une liste non exhaustive de facteurs à considérer lors de projets concernant l'élimination de BPC (ou de tout autre substance représentant des dangers pour la santé humaine et l'environnement) a été dressée et les avantages sociaux de la biodégradation ont été soulignés. Ensuite, quelques méthodes d'élimination des BPC ont été examinées, en se basant sur leur disponibilité dans un contexte canadien. Celles-ci furent classées selon leur avancement technologique en mettant en relief leurs avantages et désavantages.

Finalement, la dernière section traite de la faisabilité technique de la biodégradation. Elle a pour objectifs de souligner les découvertes récentes en laboratoire et de mettre en évidence les essais à l'échelle pilote *in-situ* ou en bioréacteur. Les nombreux facteurs influençant la biodégradation (le nombre de congénères, la spécificité des enzymes, les capacités relatives des souches, le co-métabolisme ...) rendent son étude difficile. Ne pouvant bien sûr tenir compte de toutes les découvertes scientifiques effectuées dans ce domaine, la richesse de cette section réside dans la pertinence des références utilisées, leur actualité et surtout leur aspect pratique.

1. STRUCTURE ET PROPRIÉTÉS DES BPC

1.1 Nomenclature

Les biphényles polychlorés font partie de la famille des hydrocarbures aromatiques chlorés synthétiques. Leur structure moléculaire est constituée d'un noyau biphenyle substitué par un nombre d'atomes de chlore allant de un à dix. Compte tenu du nombre de substitutions possibles, 209 molécules différentes appelées congénères peuvent exister (Waid, 1986). Le nombre d'atomes de chlore et leur position sur le biphenyle constituent des paramètres essentiels quant à l'évaluation de leurs propriétés physiques. La nomenclature est établie selon la position des atomes de chlore substitués (figure 1.1).

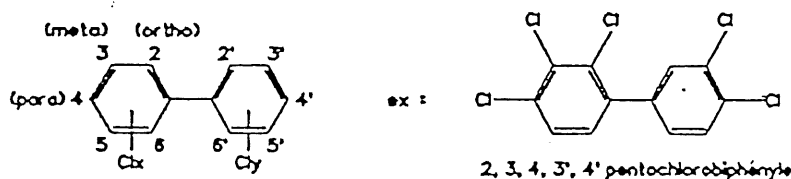


Figure 1-1 Structure générale des biphényles polychlorés. Tirée de Pellet et al. (1993, p.453)

Synthétisés pour la première fois en laboratoire en 1881, les BPC ont été commercialisés depuis 1929 partout dans le monde sous diverses marques déposées, Phénochlor en France, Kanechlor au Japon, Clophen en Allemagne, Fenclor en Italie ... (Hutzinger et al., 1974). Aux États-Unis, c'est la compagnie Monsanto qui détenait le monopole de production des BPC commercialisés sous le nom Aroclor®. Les mélanges les plus connus sont les Aroclors 1242, 1248, 1254 et 1260. Les deux premiers chiffres représentent le nombre de carbones du biphenyle (en général 12) et les deux derniers indiquent de façon approximative la teneur en chlore du mélange. L'Aroclor 1016, dernier-né des Aroclors, contient 41% d'atomes de chlore et les quantités de penta, hexa et heptachlorobiphényles ont été fortement réduites (Hutzinger et al., 1974). Le tableau 1.1 indique le pourcentage d'atomes de chlore et de groupes d'homologues pour différents mélanges d'Aroclor.

TABLEAU 1-1 POURCENTAGE DE LA COMPOSITION EN ATOMES DE CHLORE ET EN GROUPES D'HOMOLOGUES POUR DIFFÉRENTS MÉLANGES D'AROCOR. MODIFIÉ DE HUTZINGER ET AL. (1974, P 8 ET 23)

	1242	1248	1254	1260
chlore	42	48	54	60
monochlorobiphényles	3			
dichlorobiphényles	13	2		
trichlorobiphényles	28	18		
tétrachlorobiphényles	30	40	11	
pentachlorobiphényles	22	36	49	12
hexachlorobiphényles	4	4	34	38
heptachlorobiphényles			6	41
octachlorobiphényles				8
nonachlorobiphényles				1

On estime la production totale en Amérique du Nord de 1929 à 1977 (année de l'interdiction de leur synthèse en Amérique du Nord) à 565 000 tonnes (Sylvestre, 1987). Sur les 40 000 tonnes de BPC importées au Canada, seulement 24 000 tonnes ont pu être recensées (dont 5 000 au Québec). Les 16 000 autres ont probablement été déversées dans l'environnement et se retrouvent tout au long de la chaîne alimentaire (Trépanier, 1984).

1.2 Propriétés

Les BPC se situent parmi les composés organiques les plus stables. Ils sont incolores, inodores, inflammables, solubles dans la plupart des solvants organiques, mais pratiquement insolubles dans l'eau. Leur solubilité dans l'eau est généralement indirectement proportionnelle au nombre d'atomes de chlore substitués (Waid, 1986). Ils possèdent d'excellentes propriétés diélectriques ainsi qu'une grande résistance à la chaleur, à l'oxydation et à la biodégradation. Ces propriétés physiques et chimiques en font d'excellents fluides refroidissants ou isolants pour les transformateurs et les condensateurs industriels. Ils ont également été utilisés comme fluides hydrauliques, comme enduits pour le papier autocopiant et comme agents plastifiants dans les produits de calfeutrage, les résines, les caoutchoucs, les peintures et les asphaltes (Trépanier, 1984; Hutzinger et al., 1974).

1.2.1 Toxicité

Très méconnus, les BPC provoquent une panique injustifiée quant à leurs effets sur la santé humaine. En effet, ils ne sont pas très toxiques d'un point de vue aigu ou subaigu. De façon générale, ils provoquent des effets relativement mineurs et le danger pour l'humain réside beaucoup plus dans une exposition à long terme. Ainsi, on soupçonne les BPC d'être cancérigènes pour l'homme, mais aucune étude ne l'a encore démontré et ils ne sont pas mutagènes. Par ailleurs, beaucoup de Québécois se sont frictionnés, sans conséquences apparentes, à l'huile électrique contenant des BPC à laquelle on prêtait des vertus thérapeutiques (BAPE, 1994). En 1968, à Yusho au Japon, 1696 personnes ont consommé de l'huile de riz contaminée par des BPC. Les principaux symptômes de cet incident tragique furent le gonflement des paupières, le noircissement des ongles, de la peau et des muqueuses, des migraines, des vomissements et surtout des éruptions cutanées (chloracné). Toutefois, les effets observés n'ont pu, de façon concluante, être attribués aux BPC, étant donné la forte présence de dibenzofuranes polychlorés, jugés plus toxiques que les BPC (Waid, 1986).

Le danger direct des BPC est sans doute leur accumulation dans la chaîne alimentaire et leurs effets nocifs sur les organismes vivants excluant l'homme. Les végétaux ne démontrent aucun symptôme causé par les BPC, il semblerait qu'ils servent plutôt de réservoir temporaire pour les organismes supérieurs. Les BPC diminuent la capacité de reproduction des poissons, ont un effet inhibiteur sur le succès d'éclosion et sont toxiques pour les alevins et embryons (Trépanier, 1984). Chez les oiseaux, les BPC rendent les oeufs fragiles et affectent les comportements sociaux des oiseaux. Ils nuiraient aussi aux mécanismes de reproduction des oiseaux et des mammifères (Mavoungou, 1989). Les BPC engendrent aussi des dérèglements hormonaux et des malfunctions des systèmes nerveux, respiratoire, endocrinien et digestif des mammifères (Trépanier, 1984).

Le plus grand danger pour l'humain réside dans le fait qu'une combustion incomplète des BPC entraîne la formation de polychlorodibenzodioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofuranes (PCDF), composés très toxiques et cancérigènes, dont le plus toxique est la dioxine 2,3,7,8-TCDD qui sert d'étalon dans la table d'équivalence du degré de toxicité des autres molécules (Carrier, 1991). La figure 1.2 illustre quelques exemples de molécules de PCDD et PCDF.

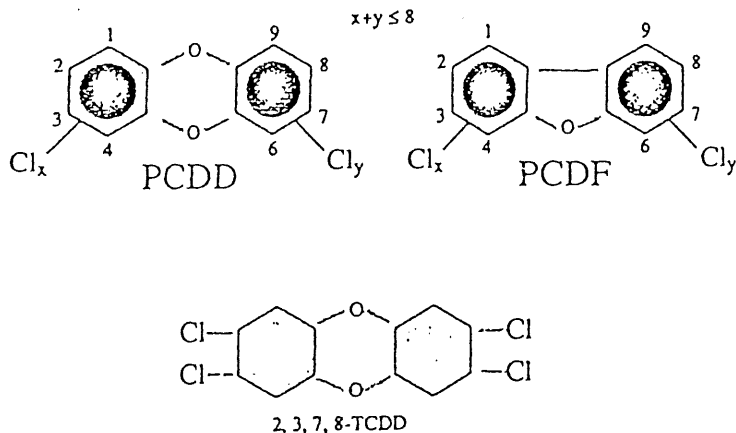


Figure 1-2 Quelques exemples de molécules de PCDD et PCDF. Tirée de Carrier (1991, p. 35 et 36)

Il est important de noter que les BPC généralement reconnus comme les plus toxiques sont ceux possédant de quatre à six atomes de chlore. Les congénères les plus toxiques (3,4,3',4'- CBP, 3,4,5,3',4'- CBP et le 3,4,5,3',4',5'- CBP) sont de 10 à 20 fois moins toxiques que le 2,3,7,8-TCDD, ne sont pas les plus persistants dans l'environnement et se retrouvent en faible concentration dans les mélanges commerciaux (Carrier, 1991).

1.2.2 Solubilité et adsorption

La solubilité des BPC est grandement influencée par l'environnement. Par exemple, la matière organique dissoute contenue dans les phases aqueuses augmenterait la concentration des BPC en solution. Certains auteurs ont obtenu des solubilités dans des eaux douces plus élevées et ont attribué cette différence à la présence de matière organique dans ces eaux (Waid, 1986).

Dans les sols, les BPC possèdent une grande affinité pour les solides en suspension, spécialement ceux riches en carbone organique, auxquels ils sont fortement sorbés. L'adsorption des BPC représente la majorité des procédés physico-chimiques de non-destruction affectant leur concentration, vient ensuite la perte de BPC par volatilisation. La perte par volatilisation dépend largement des BPC disponibles, donc non sorbés. Par exemple, la volatilisation se produisant dans un sable est supérieure à celle d'un sol de surface, riche en carbone organique. S'ajoutent à la

volatilisation, la photodégradation et la biodégradation comme causes naturelles affectant les concentrations des BPC dans les sols. Comparativement à la volatilisation qui change simplement le contaminant de milieu (sol - air), la photodégradation et la biodégradation permettent une dégradation de la molécule chlorée en sous-produits divers (Waid, 1986).

1.2.3 Photodégradation

La photolyse est l'un des principaux processus de dégradation des BPC dans l'environnement (Sylvestre, 1987). En effet, les BPC absorbent les radiations ayant une longueur d'onde entre 280 et 300 nm. Ces radiations représentent les émissions solaires de hautes énergies qui atteignent la terre. La photodégradation engendre la déchloration des BPC et résulte en une accumulation de molécules moins chlorées plus facilement volatilisables et biodégradables. La photodégradation des BPC est influencée par la teneur en chlore, la position des atomes de chlore sur le biphenyle et la présence de matière organique. Ainsi, les congénères fortement chlorés sont plus facilement et plus rapidement photodégradés que les moins chlorés. De même, les congénères substitués en *ortho* sont plus facilement photodégradés que ceux substitués en *meta*, qui le sont eux-même plus que ceux en *para*. Les substances organiques peuvent induire ou accélérer la photodégradation (Waid, 1986).

1.2.4 Biodégradation

Comme les BPC ne sont pas synthétisés naturellement et qu'ils persistent dans l'environnement, ils ont longtemps été perçus comme non biodégradables. Bien que récalcitrants à la biodégradation, des études ont démontré leur biodégradabilité en laboratoire et dans l'environnement (Flanagan et May, 1993; Klasson et Evans, 1993; Pellet et al., 1993; McDermott et al., 1989; Clark et al., 1979; Furukawa et al., 1978; Ahmed et Focht, 1973). Les congénères les moins chlorés ou substitués en *ortho* sont préférentiellement dégradés de façon aérobie tandis que la déchloration anaérobie se fait préférentiellement sur les atomes de chlore en position *meta* et *para* des congénères les plus chlorés.

Il existerait plus de 2 000 composés halogénés déversés dans la nature par les plantes, les organismes marins, les insectes, les bactéries, les champignons, les mammifères et par d'autres

processus naturels (Gribble, 1994). Ces composés incluent les chlorophénols, les dioxines, les chlorofluorocarbones (CFC) et même les BPC. Ces deux derniers ont toujours été considérés comme ayant une origine anthropique. Le chlorométhane généré dans la nature dépasserait la production humaine. La nature doit donc posséder les éléments nécessaires pour les dégrader sinon il y aurait accumulation.

1.3 Composés halogénés naturels

De faibles quantités (par rapport à la production anthropique) de CFC ont été retrouvées dans les cendres de volcans au Guatemala et en Sibérie, il est même estimé que 75% des volcans actifs sont capables d'émettre des CFC. Deux groupes de recherche ont conclu que les feux de forêt ou de brousse étaient les principales sources de dioxines (PCDD) et de furanes (PCDF), composés chimiques très toxiques. Des études approfondies des cendres du volcan Mont St-Helens ont révélé la présence de composés aromatiques chlorés et de trois isomères encore inconnus de pentachlorobiphényle de structure non associable aux structures synthétisées commercialement. Cet événement marquant représente la première et la seule découverte de BPC « naturels ». Les chercheurs suggèrent l'explication suivante : une rapide et incomplète combustion de matières ou de végétation contenant des organochlorés a mené à la formation de ces composés inattendus. Il est important de mentionner que les plantes contiennent de 200 à 10 000 ppm d'ions chlorures et que plus de 100 composés chlorés, brominés et iodés ont été retrouvés dans l'algue favorite des Hawaïiens (Gribble, 1994).

D'importantes quantités de composés halogénés naturels seraient donc introduites chez l'humain via son alimentation tout au long de sa vie, sans nécessiter une présence industrielle. De quoi remettre en question les appréhensions populaires et les nouvelles alarmistes des médias. Dans un tel contexte, il ne faut pas pour autant continuer de rejeter des contaminants sans se soucier de leur devenir. Il faut réparer les dégâts afin d'épargner de plus amples dommages à l'environnement, mais les connaissances récentes sur la présence de composés organochlorés « naturels » permettent de remettre en perspective les dangers de ces mêmes composés d'origine anthropique.

2. CONTEXTE LÉGISLATIF

Ce chapitre passe en revue les différentes lois et règlements traitant des BPC ou plus particulièrement des sols contaminés aux BPC. Il est à noter que les textes de loi font plutôt mention de déchets dangereux ou de solides contenant des BPC. Afin de conserver le contexte de l'essai, le chapitre qui suit utilisera généralement le terme « sol » lorsque le texte de loi fait mention de solides. Pour faciliter la compréhension, la plupart des articles ne s'appliquant pas aux BPC ni aux déchets solides ont été omis.

2.1 Provincial - Québec

2.1.1 Règlement sur les déchets dangereux

Le Règlement sur les déchets dangereux (RDD, RQ-4) est celui en vigueur présentement, mais un projet de règlement sur les matières dangereuses (PRMD) publié dans la Gazette officielle du Québec en mars 1995 devrait le remplacer, une fois accepté. Les grandes lignes de ce projet de règlement sont décrites à la section 2.1.3.

Selon le règlement sur les déchets dangereux, un déchet est considéré dangereux s'il fait partie de la liste de l'annexe I du règlement ou s'il est selon le schéma décisionnel de l'annexe II : inflammable, corrosif, lixiviable, radioactif, réactif ou toxique. Les BPC sont considérés comme des déchets dangereux selon le schéma décisionnel si les concentrations du résidu liquide ou du lixiviat de résidu solide sont supérieures à 0,3 mg/L et 0,01 mg/L respectivement (annexe III) et si la masse de ce résidu est supérieure à 5 kg.

Il est nécessaire d'obtenir un certificat d'autorisation délivré en vertu de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) pour exploiter un lieu d'élimination, de traitement, de recyclage ou de réutilisation de déchets dangereux (art 8, RDD). Il est de plus nécessaire d'obtenir un certificat de conformité pour l'établissement et l'exploitation d'un centre de transfert de déchets dangereux (articles 20, 21 et 22) et un permis d'exploitation (art. 27). Les renseignements que doivent contenir ces demandes sont énumérés aux articles 23 et 28.

Il est interdit de mélanger des déchets dangereux lors de leur entreposage dans un centre de transfert de déchets dangereux, à moins que les analyses révèlent que les déchets sont de même composition ou qu'un registre contenant les informations suivantes est tenu : la provenance et la quantité de sols ainsi que les résultats d'analyses des déchets avant et après leur mélange.

L'exploitant d'un centre de transfert de déchets dangereux ne peut entreposer plus de déchets dangereux que la quantité prévue à son permis, ni les entreposer pour une durée supérieure à celle prévue à son certificat de conformité (art. 52). Tout déchet dangereux contenant des biphenyles polychlorés entreposé à l'intérieur d'un bâtiment, doit être placé dans un contenant fermé, étanche et muni d'une étiquette mentionnant la substance contenue. Il est interdit d'entreposer un déchet dangereux contenant des BPC à l'intérieur d'un édifice public, résidentiel ou à bureaux...(articles 49.3).

Il est nécessaire de posséder un permis de transport de déchets dangereux pour les transporter hors du lieu où ils sont produits (art.55), et un manifeste de transport doit être émis lors de chaque voyage de déchets dangereux (art. 67). Les obligations de l'expéditeur, du transporteur et du destinataire sont décrites aux articles 70 à 87. Des informations supplémentaires concernant les modalités de transport et les modes de classification se trouvent dans le Règlement sur le transport des matières dangereuses (2.2.2).

2.1.2 Loi sur la qualité de l'environnement

Le projet de règlement sur les matières dangereuses (PRMD) publié dans la Gazette officielle du Québec en mars 1995 permettra la mise en application de la section VII.I (articles 70.1 à 70.17) de la Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c.Q-2) et remplacera le Règlement sur les déchets dangereux (RQ-4).

2.1.3 Projet de Règlement sur les matières dangereuses

D'après le PRMD (anonyme, 1995), un sol contaminé aux BPC n'est pas une matière dangereuse si les BPC contiennent moins de 2 atomes de chlore ou si les concentrations en BPC sont inférieures à 50 mg/kg (art. 3, 4 et 5 du PRMD). Ce 50 ppm est cohérent avec le Règlement sur le transport des matières dangereuses (2.2.2).

Il est nécessaire de posséder un permis délivré par le MEF pour l'exploitation à des fins commerciales d'un procédé de traitement de matières dangereuses (art 70.9 de la LQE), mais rien n'est spécifié pour sa démonstration. Ce permis est délivré à condition que le demandeur ait une garantie assurant que le titulaire du permis exercera son activité conformément à la LQE et à ses règlements et que le ministre sera remboursé pour le coût des travaux qu'il exécutera ou fera exécuter dans les cas mentionnés aux articles 113 à 115.1 de la LQE.

Quiconque a en sa possession des BPC, incluant ceux qui exploitent une installation mobile de traitement, doit tenir un registre comprenant les items spécifiés aux articles 22 à 24 et 28 à 29. Une copie de ce registre doit parvenir au MEF dans les délais prescrits aux articles 25 à 27 (en général 30 jours).

Si la quantité de sol entreposé est inférieure à 100 kg et si le sol contient moins de 1 kg de BPC, il n'est pas soumis aux articles concernant l'entreposage (art. 49, alinéa 2 et 3). Dans tout autre cas, les dispositions suivantes concernant l'entreposage extérieur doivent être respectées:

- les contenants de sols contaminés, autre que les barils, ne peuvent être empilés que s'ils sont conçus à cette fin (art.58). Ils doivent être séparés par des palettes (art.60), regroupés et placés à l'écart des autres matières dangereuses (art. 61) et dégagés du sol (art. 68);
- quiconque entrepose du sol contaminé à l'extérieur d'un bâtiment doit le faire dans des aires distinctes ou doit renfermer ces sols dans des contenants séparés (art. 63). Le lieu d'entreposage doit être protégé contre les intrusions (art. 130). Si du sol en quantité supérieure à 45 000 kg et dont la concentration en halogènes totaux est supérieure à 1 500

mg/kg est entreposé, le lieu doit être protégé à l'aide d'un système de détection d'intrusion (art. 137);

Il est interdit de mélanger ou de diluer des sols contaminés ([BPC] > 50 mg/kg, art. 147), à moins de mélanger ensemble des sols compatibles de même(s) composante(s) principale(s) dont (1) la concentration en BPC est comprise entre 50 et 10 000 mg/kg (art. 147, alinéa 1), (2) la concentration en BPC est supérieure à 10 000 mg/kg (alinéa 2), (3) la concentration en halogènes totaux est supérieure à 1 500 mg/ kg (alinéa 4) ou (4) la concentration en halogènes totaux est inférieure ou égale à 1 500 mg/kg (alinéa 5).

Contrairement au RDD, le PRMD ne prévoit aucune disposition relative au transport des matières dangereuses. Cet aspect de la gestion tombera donc uniquement sous la responsabilité du ministère des transports et sera entièrement régie par le Règlement sur le transport des matières dangereuses (section 2.2.2). Le terme déchet dangereux sera définitivement remplacé par matière dangereuse.

2.1.4 Politique de réhabilitation des terrains contaminés

Cette politique (MEF, 1994) établit les grandes lignes des opérations de gestion des terrains contaminés. Elle divise le niveau de contamination des sols et de l'eau souterraine en 3 catégories ou critères selon le degré de contamination.

Pour les sols contaminés aux BPC (par BPC, on entend les Aroclors 1242, 1248, 1254 et 1260), les critères A, B, C sont respectivement fixés à 0,1 ppm, 1 ppm, et 10 ppm. Au-delà du critère C, des actions correctives devront être entreprises selon le cas, comme par exemple le traitement ou l'enfouissement dans des sites autorisés (ex. la cellule à sécurité maximale de Cintec). Entre le critère B et C, les sols sont aussi considérés comme contaminés mais ne doivent pas nécessairement faire l'objet de traitement à moins que l'impact sur la nappe phréatique le justifie ou qu'un usage agricole, résidentiel ou commercial ne l'exige. Lors du traitement d'un sol dans un centre autorisé, il est nécessaire d'abaisser la contamination en deçà du critère B, à moins que cette décontamination s'avère irréalisable. Ces sols peuvent ensuite être utilisés comme matériel de recouvrement dans un lieu d'enfouissement sanitaire. Les sols contaminés entre les

critères A et B ne font pas nécessairement l'objet de travaux de décontamination. Finalement, une contamination en deçà du critère A est considérée égale au bruit de fond naturel. Aucune restriction n'est imposée à un tel sol.

Lors du projet d'élimination des BPC dont le MEF a la garde, le critère B fut exigé pour le traitement des BPC (NOTE : ne pas confondre le traitement avec la destruction qui sous-entend l'incinération). Pour être reconnue, une technologie de biodégradation nécessitera une décontamination en deçà du critère B, c'est-à-dire, en deçà de 1 ppm (BPC-Québec et al., 1992).

2.2 Fédéral

2.2.1 Loi canadienne sur la protection de l'environnement

Selon la LCPE (L.R.C.(1985), c.16(4e suppl.))[L.R.C., c. C-15.3]), les BPC contenant plus de 2 atomes de chlore font partie de la liste des substances toxiques (annexe I de la Loi). Le gouvernement peut réglementer les substances de cette liste à moins qu'elles ne soient déjà soumises à un règlement particulier, comme dans le cas des BPC.

La partie II de l'annexe II établit la liste des substances sujettes au Règlement sur l'exportation ou l'importation de déchets dangereux. Cette liste inclut les BPC contenant plus de 2 atomes de chlore, mais un règlement particulier régit déjà leur exportation (section 2.2.6).

2.2.2 Règlement sur le transport des matières dangereuses

Ce règlement (DORS/85-77, (1985) 119 Gazette du Canada) s'applique à la manutention et au transport des matières dangereuses à partir du lieu de fabrication ou de distribution jusqu'au lieu de livraison ou de déchargement. Ce règlement dédouble une partie du Règlement sur les déchets dangereux, du moins jusqu'à l'adoption du PRMD. Pour l'instant l'utilisation des termes déchets (dans le RDD) et matières dangereuses (dans le RTMD) engendre des ambiguïtés.

Selon ce règlement, les BPC se situent dans la classe 9.1. Cette classe englobe les matières ou les produits qui représentent un risque mais qui ne sont pas compris dans une autre classe. Tout sol contenant des BPC en concentration supérieure à 50 ppm est soumis au Règlement.

L'expéditeur est responsable de la classification primaire et secondaire des matières dangereuses. Il doit aussi fournir les plaques à apposer sur le véhicule afin d'indiquer le danger encouru. Un manifeste de transport accompagne chaque envoi afin d'assurer le suivi du déchet dangereux. Il se divise en trois parties, la partie A doit être remplie par l'expéditeur, la partie B par le transporteur et la partie C par le destinataire.

Finalement, le sol contaminé et transporté doit être contenu dans un emballage sécuritaire et étanche qui répond aux exigences du RTMD. Quatre niveaux d'emballage sont décrits dans le règlement. Le niveau II s'applique aux BPC, c'est-à-dire à des déchets dangereux de cote moyennement sévère (Houle, 1996).

2.2.3 Règlement sur les biphényles polychlorés

Selon ce règlement (DORS/91-152,(1991)125 Gazette du Canada, Partie II, 1030(91-02-21)), il est interdit de fabriquer, de transformer, d'utiliser ou de mettre en vente des BPC (nombre de Cl > 2) à des fins de commerce, de fabrication ou de transformation à l'exclusion des condensateurs électriques et des équipements électriques connexes. De plus, la concentration de BPC dans un liquide qui est fabriqué, importé ou mis en vente, ne peut excéder 50 ppm en poids du liquide, à moins que le liquide ne soit importé ou mis en vente pour la destruction des BPC qui y sont contenus.

Ce règlement traite aussi de la concentration maximale de BPC contenus dans un liquide pouvant être rejetés dans l'environnement (à l'exclusion du rejet dans des eaux ou des lieux visés par la Loi des pêches). La concentration permise est de 50 ppm (en poids) à l'égard d'une activité de commerce, de fabrication ou de transformation et de 5 ppm (en poids) à l'égard d'un revêtement de surface d'une route. La quantité de BPC pouvant être rejetée dans l'environnement

ne peut excéder 1 g/j pour chaque pièce d'équipement lors de la plupart des activités d'entretien ou d'exploitation.

2.2.4 Règlement fédéral sur le traitement et la destruction des BPC au moyen d'unités mobiles

Ce règlement (DORS/90-5,(1990)124 Gazette du Canada, Partie II, 20(89-12-14)) concerne les unités mobiles de traitement et de destruction des BPC qui sont utilisées sur le territoire domanial, par une institution fédérale ou au terme d'un contrat passé avec celle-ci. Selon l'article 52 de la LCPE, le territoire domanial représente les terres qui appartiennent à Sa Majesté ainsi que les eaux et l'air les recouvrant, les zones sous-marines, hors provinces et contiguës au littoral ainsi que les réserves ou terres assujetties à la Loi sur les Indiens. Ce règlement traite des normes de rejet dans l'environnement et des méthodes d'essais et d'échantillonnage.

Il existe aussi deux documents produits par le CCME qui sont des lignes directrices, l'une applicable aux systèmes mobiles de traitement (par des moyens chimiques) et l'autre aux systèmes mobiles de destruction des BPC (CCME, 1990).

2.2.5 Règlement sur le stockage des matériels contenant des BPC

Ce règlement (DORS/92-507(1992)126 Gazette du Canada, Partie II, 3566(92-08-27)) traite des exigences relatives au stockage des BPC (sols contenant plus de 50 ppm), à l'accès au dépôt, à la protection contre les incendies, aux mesures d'urgence de même qu'à l'entretien, l'inspection, l'étiquetage et la tenue de registre.

2.2.6 Règlement sur l'exportation de déchets contenant des BPC

Selon ce règlement (DORS /90-453,(1990)124 Gazette du Canada, Partie II, 3397(90-07-27)), il est interdit d'exporter tout déchet contenant des BPC (sol contenant plus de 50 ppm) à moins qu'il ne soit exporté aux États-Unis et que la United States Environmental Protection Agency (USEPA) y ait consenti au préalable ou encore que le produit, en état de fonctionner,

possède un condensateur ne contenant pas plus de 500 g de BPC qui soit essentiel au fonctionnement du produit.

Avant le 16 novembre 1995, il était impossible d'importer des BPC aux États-Unis à moins que la USEPA ne l'ait autorisé. Suite entre autres, aux pressions de la compagnie américaine S.D. Myers qui aurait bien voulu s'approprier une part du marché canadien de traitement des BPC, les frontières américaines se sont ouvertes, mais le 17 novembre 1995, un arrêté d'urgence de Mme Sheila Copps, ministre fédérale de l'Environnement, décréta l'interdiction d'exporter des BPC aux États-Unis. Cet arrêté d'urgence est permis par l'article 35b de la LCPE s'il est décrété afin de parer à tout danger appréciable soit pour l'environnement, soit pour la vie humaine ou la santé. Il va sans dire que ce geste protégeait du même coup les compagnies canadiennes impliquées dans le traitement des déchets dangereux, tel le Alberta Special Waste Treatment Center près de Swan Hills.

Il est important de noter, que l'option de traiter les BPC québécois en Alberta est encore toute récente. En effet, cela n'est possible que depuis la mi-juillet 1995, car avant cette date, le gouvernement ontarien interdisait le passage des BPC sur son territoire.

3. MÉTHODES D'ÉLIMINATION COURANTES

Ce chapitre tente de résumer les méthodes d'élimination couramment utilisées pour les sols contaminés aux BPC. Les méthodes d'élimination disponibles ne se limitent pas aux technologies décrites ci-dessous. Il en existe beaucoup trop pour en faire une liste exhaustive dans cet essai. Le choix des technologies s'est plutôt basé sur la représentativité des procédés utilisés et s'est limité à quelques technologies canadiennes ou disponibles au Canada.

Les technologies sont classées selon trois catégories : les technologies établies, démontrées et émergentes (Davila et al., 1993). Les technologies établies sont celles qui ont été utilisées à grande échelle et qui ont fait leurs preuves dans plusieurs sites quant à la rencontre des objectifs de décontamination. Elles sont disponibles commercialement. Les technologies démontrées ont été utilisées à l'échelle pilote ou à grande échelle dans un nombre limité de sites. Elles ont généré des données de performance et de coûts sur le traitement de sols ou de sédiments contaminés. Les technologies émergentes n'ont pas encore fait leurs preuves quant à leur efficacité et à la consistance des résultats. Elles sont encore à l'état de démonstration ou à l'échelle laboratoire et servent à obtenir des données de performance. Une quatrième classe a dû être ajoutée, bien qu'elle ne soit ni une méthode d'élimination ni de destruction. En effet, vu ses coûts très compétitifs, l'enfouissement dans un site autorisé demeure une méthode de disposition très utilisée bien que les BPC n'y soient ni traités ni détruits.

3.1 Technologies établies

La seule technologie établie et reconnue comme étant capable de détruire les BPC est l'incinération.

3.1.1 Incinérateur de Swan Hills

Le Centre de traitement des déchets spéciaux de l'Alberta, le *Alberta Special Waste Management System* (ASWMS), situé près de Swan Hills a été conçu grâce à la participation du public et est opéré par Chem-Security Ltd. Il est le premier centre nord-américain à être

entièrement intégré et le seul autorisé pour la destruction des BPC au Canada. Le centre peut recevoir pratiquement toutes les matières dangereuses, à l'exception des déchets biomédicaux, des explosifs et des déchets radioactifs. Il se distingue sur le plan international grâce à la technologie utilisée, aux capacités annuelles et aux méthodes de protection de l'environnement. Trois procédés sont utilisés, soit l'incinération à une température de 1200°C, le traitement physico-chimique pour les déchets liquides inorganiques et la stabilisation pour immobiliser les métaux lourds des résidus traités. Une fois traitées, les matières solides sont enfermées dans des unités d'enfouissement sécuritaires et les effluents liquides sont injectés via des puits profonds dans des formations géologiques stables, à 1 800 m sous le niveau du sol (Vidéo promotionnel du ASWMS).

Dans les cinq mois qui suivirent l'ouverture des frontières ontariennes (juillet 1995), ce centre a traité quelques 4 000 tonnes de BPC (équipement, sol, huile...). Le coût du traitement des sols contaminés est de 3.13\$/kg (3130.00\$/tonne métrique) indépendamment de la concentration. Le coût du transport est de 1.89\$/km aller-retour, soit environ 14 750\$ par camion de 20 tonnes pour un sol en provenance de Montréal (Carpentier, 1996).

Malgré les particularités exceptionnelles du centre de Swan Hills, il est très controversé. En effet, les gouvernements successifs de l'Alberta ont conclu des ententes très spéciales avec les dirigeants du centre. Le gouvernement s'engageait à assumer les déficits d'exploitation, à assurer des bénéfices et à garantir le monopole de traitement des déchets toxiques en Alberta. Le gouvernement actuel pense sérieusement se retirer de cette entente coûteuse, mais les modalités de retrait demeurent très avantageuses pour le centre. En effet, le gouvernement devra maintenir le monopole de traitement et fournir 147 millions de dollars pour assurer la survie du centre. Depuis son ouverture en 1987 jusqu'en mars 1996, il en aurait coûté quelques 290 millions de dollars aux contribuables pour respecter l'entente du gouvernement et de Swan Hills. De plus, aux dires de la compagnie S.D. Myers, le Canada réaliserait des économies de l'ordre de 150 millions de dollars s'il traitait ses BPC aux États-Unis dans leur usine de l'Ohio, car les coûts de traitement en Alberta seraient 100 fois plus élevés qu'ailleurs (Grands Reportages, 1996). Pourtant, lors de la courte ouverture des frontières canado-américaines (16-17 novembre 1995) le ASWMS a

remporté 5 soumissions (deux au Québec, trois en Ontario et une en Alberta) contre ce même S.D. Myers (Carpentier, 1996).

En ce qui concerne le traitement des sols faiblement contaminés, l'incinération n'est peut-être pas la méthode d'élimination à privilégier d'un point de vue économique. En effet, l'incinération de grands volumes de sols faiblement contaminés implique des coûts tellement élevés que cette option n'est pas viable. Le traitement biologique remédierait à ce problème en rendant abordable le traitement de grands volumes de sols faiblement contaminés.

3.1.2 Incinérateur à lit fluidisé Ogden de Cintec Environnement Inc.

Cette technologie est présentement utilisée à Baie-Comeau par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) pour éliminer les BPC dont il a la garde. Une fois les BPC du gouvernement éliminés, un consensus social permettra de recevoir les BPC des utilisateurs privés se trouvant sur le territoire de la Côte-Nord.

Cet incinérateur peut traiter des sols contaminés, des déchets solides et liquides et des boues. La capacité de traitement de l'unité est de l'ordre de 500 à 5 000 kg/h selon la teneur en BPC, le taux d'humidité et la valeur calorifique du déchet. La plage de température d'opération est de 870 à 1060°C pour un temps de résidence moyen de l'ordre de 1.8 secondes. Les solides divers et les sols contaminés seront concassés afin d'obtenir des particules de diamètre inférieur à 12 mm. Cette étape est cruciale pour la bonne opération du lit fluidisé circulant. Les débits massiques prévus de BPC varient de 65 kg/h à 140 kg/h (Legros, 1994).

Cette technologie a été démontrée à Swanson River en Alaska pour des débits maximaux de sols de 4 000 kg/h à des concentrations de 600 ppm (concentration maximale actuelle du site). Ces conditions représentent des débits massiques de BPC de l'ordre de 40 kg/h, inférieurs aux débits anticipés au Québec (65 et 140 kg/h). Même si cette technologie n'a pas démontré une capacité de destruction de 99.9999% dans les conditions susceptibles d'être rencontrées dans le cadre du projet du MEF, l'agence de protection environnementale américaine (USEPA) reconnaît qu'elle peut traiter des sols contenant jusqu'à 10 000 ppm (Legros, 1994).

3.2 Technologies démontrées

3.2.1 Désorption thermique

Lors de la désorption thermique, les contaminants organiques sont chauffés à une température suffisante pour les volatiliser et les séparer du milieu solide où ils se trouvent (Davila et al., 1993).

La compagnie albertaine TriWaste Reduction Services Inc. a développé un désorbeur thermique mobile à chaleur indirecte (Thermal Phase Separator, TPS). Ce séparateur, utilisé avec succès aux États-Unis, en Alberta et à Terre-Neuve, utilise de la chaleur indirecte pour séparer les contaminants de la matrice hôte. Ce n'est pas un procédé d'incinération donc aucun produit associé à une combustion incomplète n'est généré. Ce procédé est constitué de deux étapes. La première consiste en la désorption des contaminants et la seconde implique la condensation des contaminants gazeux sous forme liquide. Le volume résultant (moins de 1% du volume original de sol) nécessite un traitement subséquent dans une installation autorisée comme le centre près de Swan Hills. Cette technologie, applicable pour les sols contaminés aux organochlorés (PCP, BPC et pesticides) et aux HAP, s'avère plus économique que l'incinération (Fiches techniques de Triwaste).

La compagnie ontarienne ELI Eco Logic International Inc. (ECO LOGIC) a développé un procédé simple de réduction chimique en phase gazeuse. Cette technologie a été démontrée avec succès aux États-Unis, en Ontario et en Australie (Sbrolla, 1995; ECO LOGIC, 1995) et contrairement au procédé de TriWaste, ne nécessite aucun traitement subséquent. La réduction chimique à haute température ($> 850^{\circ}\text{C}$) se produit dans un réacteur en moins d'une seconde dans une atmosphère réductrice riche en hydrogène. L'avantage de l'hydrogène (par rapport à l'oxygène) est la non-formation de dioxines et de furanes. Par contre, la présence d'hydrogène augmente les risques d'explosion. La réaction décompose les contaminants organiques en éléments plus simples tels le méthane (CH_4), l'eau (H_2O), le dioxyde de carbone (CO_2) et l'acide chlorhydrique (HCl). L'acide chlorhydrique est récupéré afin d'être vendu et le méthane est entreposé et brûlé pour chauffer le réacteur. Cette technologie s'applique autant aux sols

contaminés qu'aux équipements électriques. L'efficacité de destruction et d'enlèvement est de 99.9999% (ECO LOGIC, 1995).

Cette technologie devrait être prochainement démontrée au Québec afin d'obtenir les permis nécessaires à son exploitation.

3.2.2 Extraction à l'aide d'un solvant

L'extraction à l'aide de solvant est une méthode de séparation physique qui implique le transfert des contaminants du sol dans le solvant. La compagnie Sanexen Services Environnementaux Inc. avait investi dans un tel procédé (Extrasol™), dans le cadre du programme fédéral américain de la USEPA pour la démonstration de technologies innovatrices de décontamination de sites (*Superfund Innovative Technology Evaluation (SITE) Demonstration and Emerging Program*). Elle a finalement dû abandonner ce projet car selon les exigences du programme américain, le solvant devait être inflammable (non-persistant) ce qui risquait d'occasionner de sérieux problèmes car les BPC, une fois enflammés, risquent de générer des composés PCDD et PCDF très toxiques.

Elle a donc préféré investir dans une technologie de déshalogénéation biochimique. Le procédé D+™ de Sanexen utilise une dégradation anaérobie, assistée de façon physico-chimique. Les contaminants subissent une déshalogénéation réductrice lors d'une incubation de 5 jours. Les BPC sont hydrolysés, les liaisons carbone-chlore saturées sont brisées et les atomes de chlore sont convertis en sels inorganiques. Aucune souche n'est ajoutée aux sols mais les micro-organismes indigènes sont stimulés par l'ajout de nutriments N-P-K (Sanexen Services Environnementaux, 1993). Deux projets pilotes de 20 à 30 tonnes de sol ont eu lieu pour Alcan et Hydro-Québec. Les résultats, confidentiels, sembleraient prometteurs (Paquin, 1996).

La déshalogénéation chimique et le lavage de sols sont deux technologies démontrées, mais non disponibles au Canada. La première consiste en la substitution des atomes de chlore via des réactions chimiques (souvent avec du KPEG). La seconde concentre les contaminants dans une portion plus petite de sol par des techniques simples de séparation granulométrique et utilise des

solutions aqueuses pour enlever les contaminants (BPC-Québec et al., 1992). La portion liquide contaminée est ultérieurement traitée. Ces technologies font l'objet de nombreuses recherches sous le programme américain SITE (Davila et al., 1993).

Les technologies démontrées présentées ci-haut sont relativement fiables et présentent peu de danger, par contre, elles peuvent s'avérer coûteuses et nécessitent l'utilisation de produits chimiques ou un traitement ultérieur.

3.3 Technologies émergentes

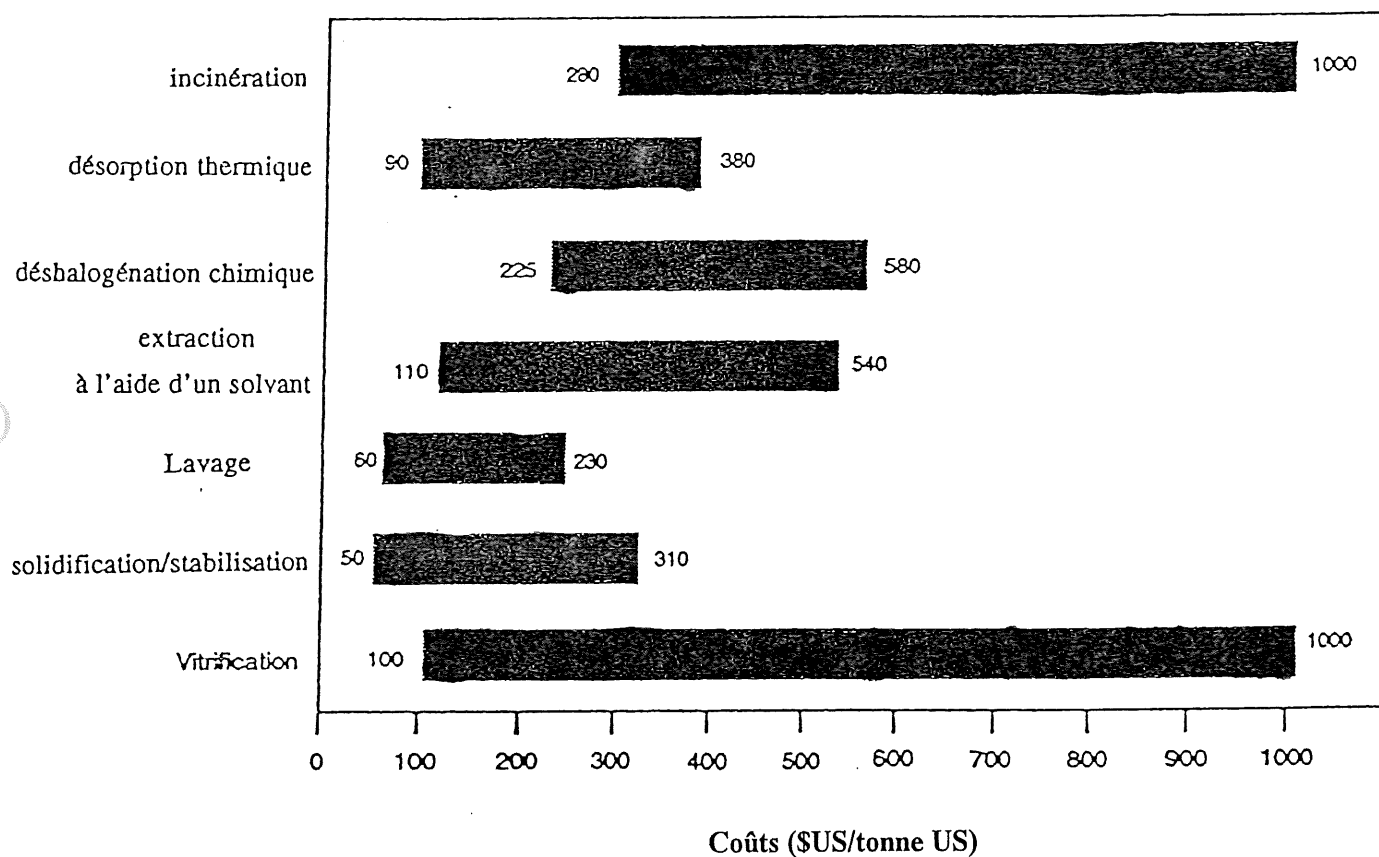
3.3.1 Biodégradation

La biodégradation implique la décomposition de substances organiques par des micro-organismes indigènes ouensemencés. Cette technologie est récente et nécessite plus de recherche avant d'être commercialisée. Par contre, son faible coût, sa relative facilité d'opération et le peu d'effets secondaires (rejets à l'environnement, risques écotoxicologiques) en font une technologie émergente très prometteuse. De nombreuses recherches à l'échelle laboratoire sont effectuées afin de mieux comprendre les mécanismes de transformation des BPC, les différentes capacités des souches et la façon d'améliorer ces capacités (ajout de nutriments, co-substrat ou manipulations génétiques). De plus en plus de projets pilotes sont entrepris, surtout aux États-Unis sous le patronage du programme SITE, en vue de déterminer la faisabilité des technologies de biodégradation *in-situ*, en réacteur ou séquentielles. Les chapitres 5 et 6 traitent de l'aspect technique de la biodégradation. Encore trop récente, elle ne peut faire l'objet d'une évaluation économique comme les autres technologies présentées au tableau 3.1.

La solidification/stabilisation et la vitrification font aussi partie des technologies émergentes. La première consiste en l'ajout d'un solidifiant comme le ciment Portland afin de convertir les contaminants en une forme moins soluble, mobile ou toxique et d'en empêcher la dispersion. La seconde utilise la chaleur pour "fondre" les sols ou les sédiments, qui lorsque refroidis, forment un produit rigide et vitreux (Davila et al., 1993). Elles ne sont disponibles

qu'aux États-Unis et ne se sont pas qualifiées pour l'élimination des BPC dont le MEF a la garde (BPC-Québec et al., 1992).

TABLEAU 3-1 ÉVALUATION DES COÛTS DES TECHNOLOGIES CURATIVES DE DÉCONTAMINATION DE SOLS OU DE SÉDIMENTS CONTAMINÉS AUX BPC. MODIFIÉ DE DAVILA (1993, P.19)



3.4 Enfouissement

Bien que cette option ne traite ni n'élimine les BPC, c'est la plus avantageuse du point de vue économique et pour cette raison elle risque d'emporter les soumissions d'appels d'offre. Cet avantage économique nuit à la viabilité économique des technologies alternatives plus environnementales mais plus coûteuses.

La compagnie Stablex de Blainville n'est actuellement pas autorisée à stabiliser les sols et la concentration maximale acceptée de BPC est fixée à 10 ppm (critère C). Avant de les "enfouir", Stablex traite les sols via une adsorption chimique sur du charbon activé et une stabilisation chimique (Forté, 1996).

La compagnie Cintec reçoit à sa cellule à sécurité maximale de Lasalle, au Québec, des sols contaminés en deçà de 50 000 ppm, mais la contamination ne dépasse généralement pas 500 ppm. Les coûts varient de 400 à 500\$/tonne métrique, mais dépendent surtout du type de sol et du volume à enfouir. 99.9% des sols reçus à Cintec proviennent du Québec. En Ontario, c'est à la cellule d'enfouissement de la compagnie Laidlaw Environmental Services près de Sarnia, que peuvent être envoyés les sols contaminés.

4. ACCEPTABILITÉ SOCIALE

En 1990, la Commission d'enquête sur les déchets dangereux soulignait dans son rapport que

"le haut degré de sensibilité des populations face à la question des BPC est le principal facteur à prendre en considération dans l'élaboration de tout projet ou de toute solution de gestion des BPC ou de leurs déchets" (BAPE, 1990, p.301).

Ainsi, l'acceptabilité sociale est de plus en plus reconnue comme facteur essentiel à considérer au même titre que la faisabilité économique ou technique, particulièrement lors de projets touchant la santé humaine. Cette acceptabilité est établie non seulement sur la perception du risque basée sur l'évidence scientifique, mais aussi sur la perception subjective qu'a la population de la sécurité d'un projet. Plusieurs reconnaissent la nécessité d'associer la population au début du processus décisionnel (sur le choix de la technologies ou du mode de gestion) afin d'éviter d'éventuels refus de projet.

Le but de ce chapitre, sera donc de démontrer la puissance de l'acceptabilité sociale à l'aide d'exemples concrets concernant le projet d'élimination des BPC dont le MEF a la garde et d'énumérer quelques items à considérer avant de présenter un projet touchant l'élimination des BPC.

4.1 Étude de cas : Projet d'élimination des BPC dont le MEF a la garde

4.1.1 Choix du site

Pour le projet d'élimination des BPC de St-Basile-le-Grand, deux des treize sites évalués ont été retenus. Tous les sites situés à l'extérieur de St-Basile ont été rejetés illico car aucune population n'aurait accepter de traiter des matières toxiques entreposées ailleurs. Le premier site est adjacent au lieu d'entreposage actuel des BPC et le second site est situé en milieu agricole à environ 2 kilomètres du site d'entreposage. Non seulement ce dernier site contrevient à quelques règlements municipaux (entre autres celui du plan de zonage), mais il est éloigné des axes de communication et des grandes routes. Un chemin d'accès direct devra donc être construit. Selon

le promoteur, l'aménagement de la route, le transport des matières contaminées ainsi que la décontamination du parcours (si nécessaire) engendrerait des coûts supplémentaires de 2 000 000\$. De plus, le transport des sols nécessiterait environ 75 voyages pendant 13 jours et le transport du total des matières contaminées exigerait quelques 1295 charges de camions et de fardiers (BAPE, 1994). Malgré tout, la Commission d'enquête est d'avis que :

"dans la mesure où tous ont reconnu le principe qu'il (le choix du site) appartient aux citoyens, la commission reconnaît d'emblée la prépondérance de la préférence exprimée par les représentants des citoyens et citoyennes de St-Basile-le-Grand (...) (et que malgré) les conséquences sur le milieu agricole (...) et les coûts supplémentaires (...), la commission estime que le simple gain sur le plan de la tranquillité d'esprit des résidents de St-Basile-le-Grand justifie le choix d'un site plus éloigné" (BAPE, 1994, p.107-108).

4.1.2 Chacun chez soi

Le syndrome "pas dans ma cour" (NIMBY) est très connu et malheureusement souvent présent dans ce genre de projet. Dans le cas qui suit, il aurait pu s'appeler le syndrome de "chacun dans sa cour". En effet, les participants aux audiences publiques de Baie-Comeau ont manifesté une opposition tellement ferme et unanime à la proposition du promoteur de traiter à Baie-Comeau, les BPC entreposés à Shawinigan-Sud (121 tonnes) que la commission a écarté d'emblée cette solution. Le fait de traiter à Shawinigan-Sud oblige le promoteur à ajouter 25 semaines à l'échéancier (temps de démobilisation et du transport) alors que la durée du traitement est de seulement 4 semaines (BAPE, 1994).

Les représentants de St-Basile-le-Grand ont aussi refusé de traiter les BPC entreposés à St-Lazare (9 tonnes) et à Pointe-aux-Trembles (38 tonnes), localités situées à moins de 150 km. Le MEF devra éventuellement les inclure dans un autre projet, car aucune des régions concernées par le projet n'est disposée à les accepter (BAPE, 1994).

4.2 Facteurs à considérer afin de faciliter l'acceptation sociale d'un projet

La plupart des gens reconnaissent l'importance d'inclure la population dans le processus décisionnel, mais la façon de le faire ne fait pas l'unanimité. Sans vouloir trop élaborer sur ce sujet, car tel n'est pas le but de cet essai, le tableau qui suit regroupe sous deux thèmes, une énumération non exhaustive de facteurs à considérer lors de projets à caractère environnemental, spécialement lors de projets traitant des BPC.

TABLEAU 4-1 FACTEURS À CONSIDÉRER AVANT DE PROPOSER UN PROJET À CARACTÈRE ENVIRONNEMENTAL

	Facteurs à considérer
Gestion	<ul style="list-style-type: none">- la création de comités informatifs ou la nomination de personnes-ressources qui pourront informer le public sur les risques encourus, les inconvénients et les avantages du projet;- l'utilisation d'un processus de consultation approprié à la situation (mode et moment de la consultation);- la connaissance des désavantages (bruit, odeur, circulation accrue...) occasionnés par le projet;- la mise en place de dédommagements;- le choix du site; et- l'établissement clair des niveaux de responsabilité.
Technique	<ul style="list-style-type: none">- la démonstration préalable de l'efficacité technique dans des conditions semblables ou pire que celles du projet;- le contrôle des rejets à l'environnement;- l'assurance d'une sécurité toxique humaine, animale, végétale;- la détermination du risque associé à la technologie choisie;- l'évaluation appropriée des impacts;- l'évaluation des risques d'accidents lors du traitement ou du transport (fréquence, conséquences);- la mise en place de mesures d'urgence; et- le contrôle de la durée de traitement et des coûts.

Le choix d'une technologie de biodégradation possède plusieurs avantages sociaux par rapport à l'incinération ou à un procédé d'extraction ou de déshalogénation chimique. Par exemple, aucun produit chimique ou toxique n'est utilisé lors du traitement, le processus est entièrement naturel, le risque d'accidents (explosion, fuite...) est quasi-absent et les inconvénients (bruit, odeur) sont peu nombreux.

5. DÉGRADATION MICROBIENNE : THÉORIE ET DÉMONSTRATION EN LABORATOIRE

Ce chapitre se veut un résumé de l'avancement des recherches en laboratoire sur la biodégradation des BPC. Bien qu'il y ait une section sur l'aspect génétique, il est important de mentionner qu'elle ne peut tenir compte de toutes les recherches qui sont faites dans ce domaine, Seules quelques découvertes sont mentionnées, afin surtout de dégager les tendances. De plus, comme les manipulations génétiques font l'objet de nombreuses controverses quant à leur utilisation à grande échelle, l'auteure a jugé bon de mettre plutôt l'accent sur les facteurs influençant la transformation bactérienne et sur les essais pilotes réussis.

5.1 Voies cataboliques de dégradation des biphényles polychlorés

La voie principale de dégradation bactérienne des BPC, est celle impliquant l'enzyme 2,3 - dioxygénase qui s'attaque à l'anneau phényle non-substitué ou à l'anneau le moins chloré possédant au moins une paire de carbones non substitués en position 2,3 ou 5, 6 (Bedard et al., 1987a; Ahmed et Focht, 1973). Cette voie communément acceptée, est en fait celle du biphenyle (Waid, 1986) . En effet, les souches capables de dégrader les BPC sont toutes des utilisatrices de biphényles (BP). En comparant les étapes de dégradation du BP (fig 5.1) et des BPC (fig 5.2), il est facile d'en apprécier les similitudes.

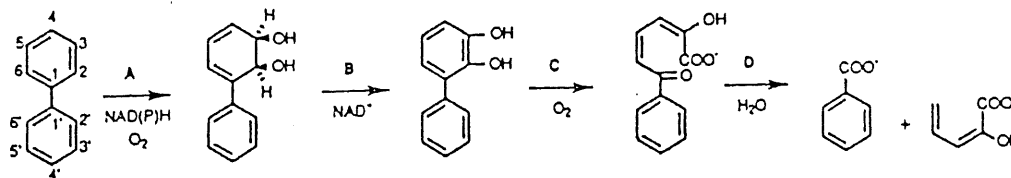
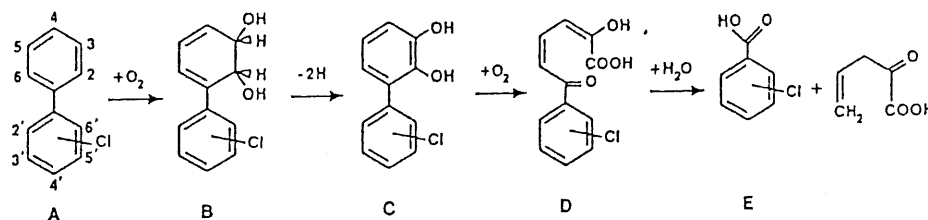


Figure 5-1 Voie de dégradation du biphenyle par des bactéries aérobies. Tirée de Haddock et al. (1995, p. 21)



Légende : Les structures indiquées sont A: chlorobiphényle, B: cis- chlorobiphényle dihydrodiol, C: 2,3-dihydroxy- chlorobiphényle, D: produit de la fission meta, et E: chlorobenzoate.

Figure 5-2 Voie de dégradation de la 2,3 - dioxigénase. Tirée de Bedard et Haberl (1990, p. 89)

La dégradation du BP (Catelani et al., 1971) ou des BPC (Furukawa et al., 1979; Furukawa et al., 1978) se fait en quatre étapes. D'abord il se produit une dioxygénation des carbones 2 et 3, puis une déhydrogénation suivie de l'ouverture-meta de l'anneau entre les carbones 1 et 2 pour former l'acide 6-oxo-6-phényle (cet acide possède une coloration jaune, indicatrice de l'ouverture de l'anneau). Finalement, il y a scission des deux anneaux pour former l'acide benzoïque dans le cas du biphenyle. Dans le cas des BPC, l'acide chlorobenzoïque aussi appelé chlorobenzoate (CBA) et un acide aliphatique composé de cinq carbones le 2-oxopent-4-eonate ou 2-hydroxypenta-2-4 dienoate sont formés. Si les deux anneaux de BPC étaient substitués, l'acide aliphatique aurait été chloré en un ou plusieurs endroits (Bedard et Habert, 1990; Furukawa, 1986). La majorité des souches utilisant les BPC ne peut dégrader le chlorobenzoate, comme nous le verrons plus loin.

Suite à leurs études de deux souches bactériennes oxydant les BPC via la 2,3 - dioxigénase, Furukawa et al.(1978) ont émis cinq corrélations reliant la structure des BPC à leur biodégradabilité. Les souches étudiées étaient *Alcaligenes* Y42 et *Acinetobacter* P6¹ mais ces généralisations s'appliquent aussi à la majorité des souches dégradant les BPC.

¹ *Acinetobacter* P6 et *Corynebacterium* sp. MB1 furent reclassifiées en 1994 sous le nom *Rhodococcus globerulus*, (Asturias et al., 1994). Mais pour maintenir la cohésion entre la terminologie du texte et celle des références utilisées, le terme taxonomique de la référence citée sera gardé dans le texte, soit en général P6 ou MB1.

Voici donc ces cinq corrélations:

- 1- la biodégradabilité décroît avec l'augmentation des atomes de chlore substitués;
- 2- les congénères ayant deux atomes de chlore substitués en position *ortho* (2,6- ou 2,2'-) sont extrêmement résistants à la dégradation;
- 3- les congénères ayant un anneau non-substitué (tous les atomes de chlore sur le même anneau) se dégradent généralement plus facilement que leurs isomères ayant des atomes de chlore sur les deux anneaux;
- 4- les tétra- et les pentachlorobiphényles ayant deux atomes de chlore à la position 2 et 3 sont plus susceptibles à la dégradation microbienne que d'autres isomères tétra- et pentachlorobiphényles (Furukawa et al., 1979); et
- 5- l'ouverture *meta* se fera préférentiellement sur l'anneau non-chloré ou sur le moins chloré.

Il existe des cas où les BPC dégradés et les métabolites identifiés ne correspondent pas à l'attaque via la 2,3 - dioxygénase. Tel est le cas pour *Pseudomonas putida* LB400 (Bopp, 1986) et pour *Alcaligenes eutrophus* H850 (Bedard et al., 1987a) qui dégradent certains congénères via la 2,3 - dioxygénase, mais aussi via la 3,4- dioxygénase. Cette dernière attaque particulièrement les congénères ayant un anneau 2,5-chlorobiphényle (Bedard et Haberl, 1990; Bedard et al., 1987a). Ces deux souches génèrent aussi un sous-produit, le chloroacétophénone (fig 5.3) par une voie encore méconnue (Bedard et Habert, 1990). Les chloroacétophénones semblent être des métabolites transitoires des souches LB400 et H850 dont les produits finaux ne sont pas encore identifiés (Bedard et al., 1987a).

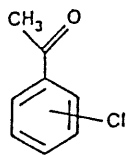


Figure 5-3 Acétophénone chloré, un métabolite produit par plusieurs espèces bactériennes. Tirée de Bedard et Haberl (1990, p.89).

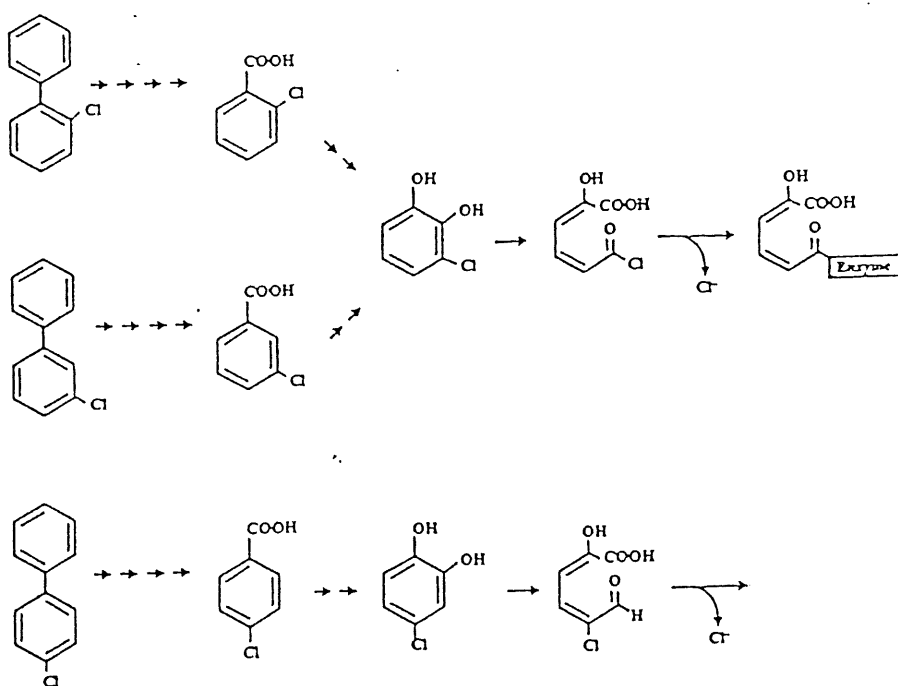
Yates et Mondello (1989) ont établi qu'il existait au moins deux classes génétiques distinctes de gènes dégradant les BPC. Leurs découvertes ainsi que celles de Furukawa et al. (1989) sur l'homologie de ces gènes entre les espèces et entre les genres laissent croire que des transferts de gènes sont possibles entre les populations bactériennes indigènes.

Le tableau A-1 en annexe fait un résumé non exhaustif de la façon dont la plupart des souches mentionnées dans le texte et la littérature dégradent les différents congénères, de la voie catabolique empruntée, du substrat nécessaire à leur survie ainsi que des capacités de dégradation respectives.

5.2 Dégradation des métabolites (chlorobenzoates)

Qu'arrive-t-il des sous-produits de la dégradation des BPC, soit le chlorobenzoate (CBA) et l'acide aliphatique composé de cinq carbones. Le sort de l'acide n'est pas bien documenté, quoiqu'il est sûrement métabolisé en un intermédiaire aliphatique chloré (McCullar et al., 1994). Quant au CBA, il a longtemps été considéré comme menant à une impasse lors du métabolisme des chlorobiphényles, mais son utilisation subséquente a été rapportée (Sondossi et al., 1992; Bedard et Habert, 1990; Sylvestre et al., 1989; Parsons et al., 1988; Hartman et al., 1979). Selon la position *ortho*, *meta* ou *para* de l'atome de chlore sur le chlorobiphényle, on peut obtenir trois différents isomères de monochlorobenzoate, le 4-, le 3- ou le 2- CBA (Sylvestre, 1987). Le 3-CBA semble être plus facilement utilisé que le 4- et surtout que le 2-CBA (Sylvestre et al., 1989). Des bactéries isolées de *Pseudomonas* transforment les chlorobenzoates en chlorocatéchols (CC) (Abramowicz, 1990) et en leurs sous-produits clivés avec l'anneau ouvert (Sondossi et al., 1992; Parsons et al., 1988). Certains de ces produits inhibent les enzymes qui jouent un rôle dans la dégradation des BPC (Sondossi et al., 1992). La toxicité du 3-CC a été démontrée avec des pseudomonades utilisatrices de toluène (Bartels et al., 1984). La fission *meta* transforme le 3-CC en un halide très réactif (Bartels et al., 1984) qui se lie rapidement et de façon irréversible pour former des macromolécules toxiques. Cette toxicité est exprimée par une diminution de la population bactérienne lors d'essais avec *P. cepacia* P166 (Arensdorf et Focht, 1994). Ainsi, les produits de dégradation du 3-CC désactivent toutes les métapyrocatechases dont la 2,3-dioxygénase qui joue un rôle primordial dans la dégradation des BPC.

La figure 5.4 illustre le mécanisme proposé pour la dégradation des 2-, 3- et 4-chlorobiphényles (CBP) par la souche P166. Le 2- et le 3-CBP génèrent du 3-CC, ce qui explique le peu de croissance de P166 lors de l'incubation avec du 2-CBP. La formation plus lente de 3-CC à partir de 2-CBP permet quand même une légère augmentation du nombre de cellules viables. D'une façon ou d'une autre, l'expérimentation a clairement démontré que les monochlorobiphényles (MCBP) ont complètement été minéralisés par P166 (Arensdorf et Focht, 1994).



Légende : Les 2- et les 3-CBP sont transformés en 3-CC qui est ensuite ouvert en meta pour former un halide très réactif. Le 4-CBP se transforme en 4-CC qui est ensuite ouvert en meta et éventuellement déchloré.

Figure 5-4 Voie catabolique proposée par Arens Dorf et Focht (1994, p.2888) pour la dégradation des 2-, 3, et 4-CBP par la souche P166.

Sylvestre et al. (1989) ont pour leur part identifié une souche de *Pseudomonas* B300 capable de croître sur le 2-CBA et de dégrader ce substrat complètement avec une libération

concomitante d'ions chlorures. Lorsque la concentration de 2-CBA était supérieure à 0,5% (p/v), il était toxique pour les cellules. La voie catabolique proposée est illustrée en figure 5.5.

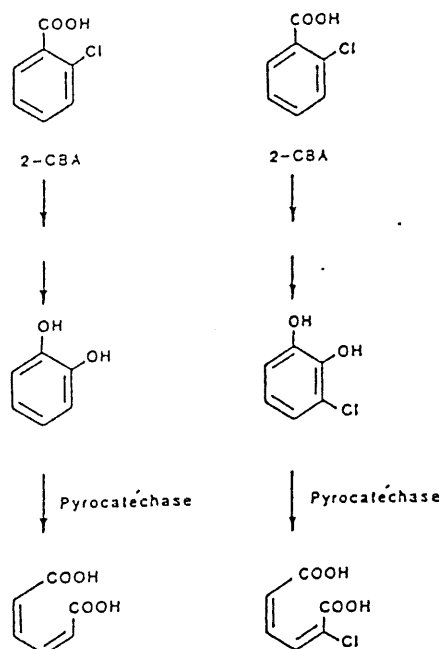


Figure 5-5 Étapes initiales de la voie proposée pour la dégradation du 2-CBA en acide muconique ou en chloromuconate, en passant par le catéchol. Tirée de Sylvestre et al. (1989, p.442)

Hickey et al. (1993) ont examiné le rôle des bactéries utilisatrices de chlorobenzoates en conjonction avec celles qui cométabolisent les BPC dans des sols contaminés artificiellement avec de l'Aroclor 1242 et enrichis de BP. Les taux de disparition les plus élevés de BPC et la plus grande minéralisation (production de CO_2) se sont produits dans les sols inoculés soit avec les souches de *Pseudomonas aeruginosa* JB2 (25.5%) ou les souches de *Pseudomonas putida* P111 (23.0%). Ces deux souches sont des utilisatrices de chlorobenzoates. Il est intéressant de constater que lorsque ces mêmes sols sont inoculés avec des souches utilisatrices de BPC (*Pseudomonas* sp. PB133), la minéralisation passe de 25.5% à 11.3% avec JB2 et de 23.0% à 17.9% avec P111. Même l'ajout de souches minéralisant complètement les MCBP, *Pseudomonas* sp. UCR1 ou UCR2 donnent des résultats inférieurs à l'ajout de souches utilisant des CBA seulement, soit 8.7% et 14,9% respectivement.

Ces résultats indiquent que le métabolisme du CBA est un facteur limitant dans la minéralisation de l'Aroclor 1242. L'amélioration la plus significative de la minéralisation s'est produite avec des souches qui n'utilisaient pas les BPC. Cette amélioration suggère que la capacité de dégrader les CBA fait défaut aux populations indigènes, ce qui fut vérifié par l'incapacité de dénombrer des colonies sur un média contenant du 2-, ou 3- CBA comme seule source de carbone. L'importance du rôle des utilisatrices commensales de CBA dans la dégradation des BPC ne peut être ignorée (Hickey et al., 1993).

5.3 Cométabolisme

Tel que mentionné plus haut, plus le nombre d'atomes de chlore est faible, plus la molécule de BPC est facilement dégradée. Seuls les biphényles, les mono- et à la rigueur les dichlorobiphényles ayant leurs atomes de chlore substitués sur le même anneau peuvent servir de substrat (i.e. source de carbone et d'énergie) aux micro-organismes (Hickey et al., 1993; Ahmed et Focht, 1973). Même parmi les MCBP une différenciation existe quant à leur dégradation. Ainsi l'utilisation du 4-CBP est commune, mais celle du 2- ou du 3- CBP l'est moins (Arensdorf et Focht, 1994). Jusqu'à présent, il n'existe qu'une souche capable d'utiliser un dichlorobiphényle ayant un atome de chlore sur chaque anneau comme seule source de carbone. Il s'agit d'une souche recombinée, la *Pseudomonas acidovorans* M3GY (McCullar et al., 1994).

Les molécules de BPC plus chlorées sont dégradées par cométabolisme (Arensdorf et Focht, 1994; Hickey et al., 1993; Bedard et al., 1987b; Furukawa et al., 1979). Horvath (1972) décrit le cométabolisme comme étant : « le procédé dans lequel un micro-organisme oxyde une substance sans pouvoir utiliser l'énergie dérivée de cette oxydation pour sa croissance² ». Ainsi, lorsqu'un micro-organisme utilise un BP ou un MCBP comme source d'énergie, le cométabolisme d'un composé similaire peut se produire en parallèle car les enzymes impliquées dans la dégradation du biphényle peuvent aussi transformer les composés analogues, en l'occurrence des BPC peu chlorés (Clark et al., 1979). L'ajout de substrats plus facilement oxydables tels l'acétate et les hydrates de carbone stimule la dégradation de congénères plus fortement chlorés ou plus récalcitrants (Focht, 1993; Kohler et al., 1988; Clark et al., 1979). La présence d'autres

² Traduction de Horvath (1972)

congénères stimulerait la transformation d'isomères faiblement chlorés (Clark et al., 1979). Tel que l'a démontré Liu (1980), la dégradation de l'Aroclor 1254 s'est améliorée avec l'addition d'Aroclor 1221.

L'explication du cométabolisme proposée par Clark et al. (1979) est celle de l'augmentation de la biomasse. En effet, lorsque les micro-organismes croissent seulement en présence de BPC, l'augmentation de la biomasse est limitée par la quantité de substrats organiques présents dans le milieu. Lorsqu'une source alternative de carbone est présente, les micro-organismes s'en servent comme substrat tout en oxydant légèrement les BPC présents. Comme la masse totale de micro-organismes augmente tant que le substrat est présent en quantité suffisante, la dégradation cumulative des BPC devient significative.

Brunner et al. (1985) ont démontré que l'ajout initial combiné de BP et d'*Acinetobacter* P6 améliorerait la minéralisation de [^{14}C] Aroclor 1242 ajouté à du sol, tandis que l'ajout seul de la souche P6 n'avait aucun effet. Quelques années plus tard, Barriault et Sylvestre (1993) ont démontré, avec *Pseudomonas testosteroni* B356, que l'addition répétée de faibles doses de BP pour maintenir une concentration constante dans les sols permettait d'obtenir un plus haut degré de dégradation des congénères tétrachlorés de l'Aroclor 1242 (21%) qu'une seule dose ajoutée au moment de l'inoculation (4%). La dégradation des congénères moins chlorés était cependant moins affectée par l'addition répétée du BP car ceux-ci étaient dégradés rapidement avant l'épuisement du co-substrat.

Ce type de cométabolisme ne se produit que si les cultures sont acclimatées ou sélectionnées pour la dégradation des BPC. Cette capacité de cométaboliser les congénères de BPC varie substantiellement d'une espèce à l'autre (Bedard et al., 1986).

Des études en laboratoire (Bedard, 1990) ont démontré que *Pseudomonas putida* LB400, *Alcaligenes eutrophus* H850 et *Corynebacterium* sp. MB1³ avaient une activité métabolique réduite vis-à-vis des BPC lorsque leur seule source de carbone était du glucose, du succinate, de la histidine, du glutamate ou du bouillon de Luria, plutôt que du biphenyle. Ce dernier est de loin le

³Rappel : *Corynebacterium* sp. MB1 = *Acinetobacter* P6 = *Rhodococcus globerulus*

plus efficace, mais il est toxique, dispendieux (9.00\$US pour 1kg, Aldrich Chemical Cie, 1994) et nécessaire en quantité considérable. Il faudrait environ 1 000 mg/kg de biphényle (ou autre inducteur) pour dégrader approximativement 10 mg/kg de BPC (IT Corporation, 1994).

Il a aussi été observé (Abramowicz, 1990) que la chitine (un polymère polysaccharide aminé) augmenterait le taux de dégradation, en agissant comme substrat pour les bactéries et en adsorbant les BPC, les rendant plus disponibles. Mais ces études datent de 1988 et aucune recherche récente ne mentionne l'utilisation de chitine pour le traitement de sols contaminés.

Selon les études récentes de Donnelly et al. (1994), il existe des composés aromatiques produits naturellement par les plantes qui peuvent être utilisés comme seule source de carbone par des bactéries dégradant les BPC. Ils ont justement comparé les taux de croissance de *Pseudomonas putida* LB400, *Alcaligenes eutrophus* H850 et *Corynebacterium* sp. MB1 sur 13 composés aromatiques naturels aux taux de croissance sur du BP. H850 a pu croître sur 11 des 13 composés aromatiques. Le Naringin a généré la croissance la plus élevée tandis que le BP s'est placé en 7^e position. La souche LB400 quant à elle, se développa sur 5 des 13 composés et la souche MB1, sur 10. Contrairement à H850, ces deux dernières souches ont préféré le BP aux composés naturels. Les composés aromatiques ayant généré le meilleur taux de croissance bactérienne furent ensuite utilisés pour évaluer leurs effets sur la dégradation d'un mélange connu de congénères (mélange de Bedard et al., 1986). Il fut établi qu'après trois transferts consécutifs sur le substrat respectif (le BP ou les composés aromatiques), la dégradation des BPC en présence des composés aromatiques était comparable à celle des bactéries ayant reçu du biphényle (tableau 5.1).

Ces résultats suggèrent l'ensemencement de telles plantes dans des sols contaminés aux BPC afin d'entretenir la croissance de bactéries. Une libération lente de ces composés via l'arrangement racinaire pourrait s'avérer prometteuse, encore faut-il trouver des plantes produisant suffisamment de ces composés, et vérifier si la répartition de ces composés se fait bien en profondeur.

Dans le même ordre d'idées, la phytoremédiation ou l'utilisation de végétaux pour le traitement de sols ou de sédiments est traitée à la section 5.6.3.

TABLEAU 5-1 EFFETS DE L'UTILISATION DE BIPHÉNYLE ET DE COMPOSÉS AROMATIQUES COMME SEULE SOURCE DE CARBONE SUR LA DÉGRADATION DE CERTAINS CONGÉNÈRES PAR TROIS SOUCHES BACTÉRIENNES. MODIFIÉE DE DONNELLY ET AL. (1994, P.985-987)

Congénères	<i>A. eutrophus</i> H850		<i>P. putida</i> LB400		<i>Corynebacterium</i> MB1	
	Biphényle	Naringin	Biphényle	Myricetin	Biphényle	Coumarin
<u>Open 2,3 and 3,4 sites</u>						
2,3	●	●	●	●	●	●
2,4'	●	●	●	●	●	●
2,5,4'	●	●	●	●	●	●
2,2'	●	●	●	●	●	●
2,3,2',3'	●	●	●	●	●	●
2,5,2'	●	●	●	●	●	●
2,3,2',5'	●	●	●	●	●	●
2,4,5,2',3	●	●	●	●	●	●
2,5,3',4'	●	●	●	●	●	●
2,3,4,2',5'	●	●	●	●	●	●
<u>Open 2,3 sites</u>						
4,4'	●	●	●	●	●	●
2,4,4'	●	●	●	●	●	●
2,4,3',4'	●	●	●	●	●	●
2,4,2',4'	●	●	●	●	●	●
3,4,3',4'	●	●	●	●	●	●
<u>Open 3,4 sites</u>						
2,5,2',5'	●	●	●	●	●	●
2,4,5,2',5'	●	●	●	●	●	●
<u>Blocked 2,3 and 3,4 sites</u>						
2,4,6,2',4'	●	●	●	●	●	●
2,4,5,2',4',5'	●	●	●	●	●	●
<hr/> % dégradation ● 20-39, ● 40-59, ● 60-79, ● 80-100						

5.4 Facteurs affectant la biodégradation des BPC

5.4.1 Présence et absence d'oxygène

La dégradation aérobie des BPC est bien connue et démontrée en culture (Bedard, 1990; Rochkind et al., 1987; Furukawa, 1986; Waid, 1986) mais comparativement à la déshalogénation réductrice, la démonstration de son efficacité dans la nature fait défaut. L'attaque bactérienne aérobie se fait sur les congénères les moins chlorés, tandis que la dégradation anaérobie se fait sur les plus chlorés via une déchloration réductrice. La déchloration se fait préférentiellement sur les atomes de chlore en position *meta* ou *para*, laissant ainsi des congénères moins chlorés substitués en *ortho*. Tel que vu précédemment, l'oxydation des BPC engendre l'ouverture de l'anneau et la destruction du composé en sous-unités tandis que la déchloration anaérobie laisse l'anneau biphenyle intact, mais enlève les atomes de chlore laissant ainsi des congénères moins chlorés (ex. 2,3,4,3',4'-CBP en figure 5.6). Des essais menés en laboratoire sur des sédiments contaminés par 500 ppm d'Aroclor 1242 et 1248 ont révélé la disparition de 90% des molécules tétra- et penta-CBP en 12 semaines, au profit de composés mono- et di-CBP (Bedard, 1990). La déshalogénation réductrice dans des sédiments incubés ou dans l'environnement (ex. Upper Hudson River) est considérable et est bien revue dans Focht, 1995, Abramowicz, 1994 et Bedard, 1990.

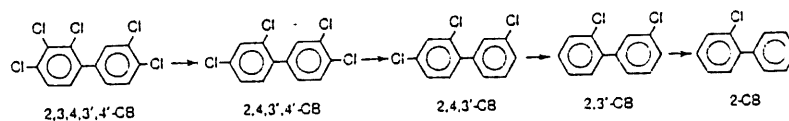


Figure 5-6 Déchloration anaérobie du 2,3,4,3',4'-CBP. Tirée de Bedard (1990, p.382).

L'avantage de la réduction anaérobie est la diminution des risques associés à une exposition aux BPC. En effet, la perte des atomes de chlore substitués en *meta* ou *para* réduit le niveau de congénères coplanaires semblables aux dioxines (Safe, 1992). De plus, les métabolites moins chlorés qui en résultent sont plus facilement et complètement dégradables par les bactéries

indigènes aérobies (Bedard et al., 1987b). Jusqu'à présent, aucune bactérie aérobie capable de dégrader le mélange commercial le plus fortement chloré, l'Aroclor 1260, n'a été trouvée. Par contre, une déchloration anaérobie de cet Aroclor dans l'environnement a été observée, et jusqu'à 98% des congénères hexa- et hepta-CBP ont été dégradés (Brown et al., 1987).

Encore très récemment, la caractérisation des BPC présents dans les sédiments de Woods Pond, un endiguement peu profond situé sur la rivière Housatonic au Massachusetts, a permis de confirmer sans équivoque la déchloration *in-situ* de l'Aroclor 1260 (Bedard et May, 1996). En effet, la diminution de 45% des hexa- et hepta-CBP, l'augmentation des tri-, tétra- et penta-CBP, la présence inhabituelle de certains congénères tétra- et penta-CBP et la présence des congénères hexa-, hepta-, et octa-CBP caractérisant l'Aroclor 1260 ont permis cette affirmation. Les 181 échantillons de sédiments contenaient des concentrations de BPC variant entre 15 et 180 ppm (p.s.) et des concentrations d'une huile non-identifiée oscillant entre 5 300 et 32 400 ppm (p.s.). Tous les échantillons démontrèrent des signes de déchloration surtout en position *meta*. Mais comparativement à la rivière Hudson, où pratiquement tous les ions chlorures en position *meta* et *para* furent attaqués, la déchloration de Woods Pond ne dépassa pas une perte de 13.7% des atomes de chlore en *para* et *meta*. Ces modestes résultats engendrent malgré tout une diminution de 20 à 28% de la concentration des congénères les plus persistants dans l'humain, entraînant ainsi une diminution des risques associés à la bioaccumulation des BPC.

Comparativement à la dégradation aérobie, l'ajout de biphényle n'a aucun effet sur la dégradation des micro-organismes anaérobies (Bedard, 1990).

Le traitement séquentiel réduction-oxydation de sol contaminé est conceptuellement valide, mais n'a été démontré qu'en laboratoire (Anid et al., 1993). L'oxydation de sédiments pré-transformés dans l'environnement est plus étudiée et est décrite à la section 6.1.2. Malheureusement, la déshalogénéation réductrice est lente (6 à 12 mois), les micro-organismes ne sont pas bien caractérisés et la façon d'accélérer ce processus demeure obscure (Focht, 1995).

5.4.2 Disponibilité du contaminant

La disponibilité du substrat peut aussi affecter le rendement de dégradation bactérienne des BPC dans les sols. Les BPC sont très peu solubles dans l'eau, surtout les plus chlorés et ont tendance à s'adsorber sur la matière organique présente (Barriault et Sylvestre, 1993; Waid, 1986). Barriault et Sylvestre (1993) ont démontré que la dégradation des congénères de l'Aroclor 1242 était améliorée par un ensemencement d'*Alcaligenes faecalis* B556 (souche produisant un agent tensioactif) ou par un ensemencement de *Pseudomonas testosteroni* B356 (souche capable de dégrader 50% de l'Aroclor 1242 en culture liquide agitée, et 30% dans des sols). Il semblerait que la présence de B556 n'a eu de l'effet qu'en début de dégradation de l'Aroclor, effet sûrement attribué à l'amélioration de la solubilité des BPC. Par contre, cette souche (ou plutôt la présence de tensioactif) a eu moins d'effet que l'addition de BP dans des sols faiblement contaminés.

Dans d'autres cas, l'ajout de surfactant peut nuire à la biodégradation comme lors des essais de Layton et al. (1994). En effet, l'ajout combiné d'un surfactant non-ionique (Igepal CO-720), de biphényle et de souches d'*Alcaligenes eutrophus* GC4202 (fournies par IT Corporation, Knoxville, TN) dans des sols contenant déjà des cultures indigènes a eu un effet moindre sur la dégradation des congénères de l'Aroclor 1242 que l'addition de biphényle et de GC4202 seulement.

5.4.3 Pré-oxydation chimique avec le réactif de Fenton

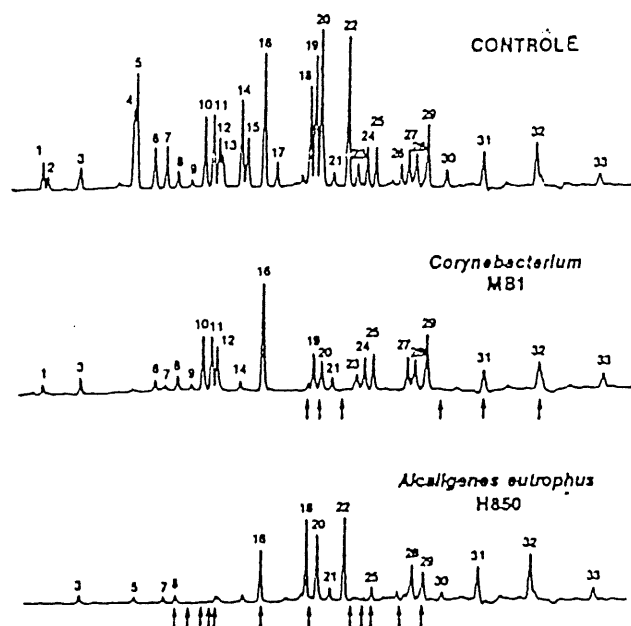
Des études récentes en laboratoire (Carberry et Yang, 1994) ont démontré qu'une pré-oxydation avec le réactif de Fenton (mélange de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et de fer ferreux, Fe^{2+}) à un pH optimal de 3 pouvait aider à la dégradation microbienne. Durant l'expérimentation, le sol fut artificiellement contaminé par une solution de 4,4'-CBP et de 2,2',4,4',6,6'-CBP et une partie de ce sol fut traité avec le réactif de Fenton (en quantité moindre que pour une oxydation complète). L'objectif était de générer des sous-produits plus solubles et de réduire la concentration de congénères pour induire le métabolisme des BPC. Le sol fut ensuite inoculé avec une population enrichie de bactéries indigènes isolées d'un site contaminé. Les résultats démontrent que le pré-traitement a eu un effet bénéfique sur le taux de réaction. En effet, la

constante du taux de biodégradation de l'hexa-CBP était cinq fois supérieure à celle du sol non traité, et jusqu'à trois fois supérieure pour le di-CBP.

5.4.4 Spécificité des enzymes dégradant les BPC

La spécificité des enzymes capables de dégrader les BPC rend difficile l'étude des souches les sécrétant. Par exemple, les travaux de Bedard et al. (1987a; 1987b) ont mis en évidence la voie de dégradation impliquant la 3,4- dioxigénase utilisée entre autres par *Pseudomonas* LB400 et *Alcaligenes eutrophus* H850.

H850 oxyde plus facilement les anneaux substitués aux positions 2-, 2,4-, 2,5-, 2,4,5- et 2,3,6- CBP que *Corynebacterium* sp. MB1, qui attaque préférentiellement les BPC substitués en 4-, 2,3-, 3,4-, 4,4'- et 3,3'- CBP. Apparemment, l'atome de chlore en position *ortho* sur l'anneau non attaqué rend ce congénère plus dégradé par H850, mais aurait l'effet contraire sur MB1. La figure 5.7 illustre bien les différences de capacité de dégradation de l'Aroclor 1248 de ces deux souches.



Légende :

La première chromatographie représente l'Aroclor incubé avec des cellules désactivées par la chaleur, les deux suivantes représentent l'Aroclor 1248 incubé à 30°C pendant 72 hrs avec *Corynebacterium* sp. MB1 et *A. eutrophus* H850 respectivement. Les flèches indiquent les pics ayant subi la plus grande réduction.

Figure 5-7 Biodégradation de l'Aroclor 1248 par des cellules au repos de *A. eutrophus* H850 et de *Corynebacterium* sp. MB1. Tirée de Bedard et al. (1987, p.1101)

Bedard et al. (1987b) ont aussi démontré la grande capacité de dégradation de H850 pour un large spectre de congénères incluant plusieurs tétra-, penta- et quelques hexachlorobiphényles. Ainsi, H850 dégraderait en milieu liquide, 38 des 41 plus grands pics de l'Aroclor 1242 et 15 des 44 plus grands pics de l'Aroclor 1254, résultant en une dégradation de 81% de l'Aroclor 1242 et de 35% de l'Aroclor 1254 après deux jours (concentration initiale de 10 ppm). Le tableau 5.2 illustre la grande capacité de dégradation de la souche *A. eutrophus* H850 pour les Aroclor 1242, 1248 et 1254 en milieu liquide agité.

Des études de Bedard et al. (1987b), on retient les constatations suivantes:

- 1- la croissance de H850 est bonne en présence de 2-CBP mais pauvre en présence de 3-, ou 4-CBP;
- 2- le 3,4-CBP semble difficilement métabolisé par H850;
- 3- H850 métabolise de façon prédominante les congénères substitués en *ortho* (soit 2 ou 6), surtout si chaque anneau a une substitution *ortho*;
- 4- des congénères ayant des chlores substitués aux positions 2 et 6- ou 4 et 4'- CBP, peuvent nuire à la dégradation de ces congénères;
- 5- les positions des atomes de chlore des 2 anneaux sont déterminantes pour la dégradation de ce congénère par H850;
- 6- certains congénères non dégradables peuvent être convertis en un homologue dégradable par l'addition d'un atome de chlore en certaines positions *ortho* (figure 5.8);
- 7- la sélectivité des enzymes de H850 pour certains congénères laisse supposer qu'un traitement séquentiel de déchloration anaérobie suivie d'une oxydation par H850 serait tout indiqué pour dégrader tous les congénères de l'Aroclor 1242 et possiblement ceux de l'Aroclor 1254 (81% des congénères contenus dans un échantillon de sédiments ayant subi une déchloration dans l'environnement ont été oxydés en 48h).

TABLEAU 5-2 DÉGRADATION DES AROCLORS 1242, 1248 ET 1254 PAR *ALCALIGENES EUTROPHUS* H850. TIRÉ DE BEDARD ET AL. (1987B, P. 1097).

Retention time (min) ^a	Peak no.			Congénère/identification ^c	% Dégradation ^d		
	Aroclor 1242	Aroclor 1248	Aroclor 1254		Aroclor 1242	Aroclor 1248	Aroclor 1254
18.29	1			2"			
20.54	2			2,2' 2,6	95		
21.51	3			2,4 2,5	100		
21.85	4			2,3'	100		
22.05	5			2,3 2,4'	95		
22.70	6			2,6,2'	60		
23.54	7	1		2,5,2'	100	100	
23.61	8	2		2,4,2' 4,4'	95	100	
23.90	9			2,3,6 2,6,3'	90		
24.15	10	3		2,3,2' 2,6,4'	70	70	
24.81	11			2,5,3'	100		
24.89	12			2,4,3'	100		
25.07	13	4	1	2,5,4'	100	100	100
25.11	14	5	2	2,4,4'	90	95	45
25.43	15	6	3	2',3,4 2,5,2',6'	100	100	100
25.62	16	7		2,3,4' 2,4,2',6'	95	85	
25.81	17	8		2,3,6,2'	55	60	
26.05	18	9		2,3,2',6'	75	85	
26.27	19	10	4	2,5,2',5'	95	100	100
26.41	20	11	5	2,4,2',5'	95	95	95
26.51	21	12		2,4,2',4'	65	80	
26.56	22	13		2,4,5,2'	85	85	
26.89	23	14	6	2,3,2',5'	95	100	100
27.15	24	15		3,4,4' 2,3,2',4'	60	85	
27.28	25	16	7	2,3,4,2' 2,3,6,4' 2,6,3',4'	55	60	15'
27.50	26	17		2,3,2',3'	95	100	
28.08	27	18	8	2,4,5,4'	0	15'	0
28.18	28	19	9	2,5,3',4'	95	95	95
28.27	29	20	10	2,4,3',4' 2,3,6,2',5'	45	50	50
28.51	30	21	11	2,3,6,2',4'	40	0	0
28.65	31	22	12	2,3,3',4' 2,3,4,4'	35	35	20
28.76	32	23	13	2,3,6,2',3' 2,3,5,2',5'	70	75	70
29.02	33	24	14	2,3,5,2',4' 2,4,5,2',5'	85	80	85
29.11	34	25	15	2,4,5,2',4'	40	55	20
29.45			16	2,3,5,2',3'			85
29.56	35	26	17	2,4,5,2',3' 2,3,5,6,2',6'	40	50	25
29.72	36	27	18	2,3,4,2',5'	70	70	60
29.85	37	28	19	2,3,4,2',4'	0	0	0
29.97	38	29	20	2,3,6,3',4' 3,4,3',4'	25	40	20
30.30	39	30	21	2,3,4,2',3'	40	35	25
30.46			22	2,3,5,6,2',5'			40
30.65			23	2,3,5,2',3',6' 2,3,4,6,2',5' 3,4,5,2',5'			15'
30.75			24	2,3,5,3',4' 2,3,5,6,2',4'			15'
30.89	40	31	25	2,3,6,2',4',5' 2,4,5,3',4'	0	0	0
31.25			26	2,3,4,5,4' 2,3,5,6,2',3' 2,3,4,5,2',6'			0
31.60			27	2,3,5,2',4',5'			25
31.75	41	32	28	2,3,4,3',4' 2,3,4,2',3',6'	0	0	0
31.90			29	2,4,5,2',4',5'			20
32.25			30	2,3,4,5,2',5'			20
32.50			31	2,3,4,2',3',5'			0
32.55			32	2,3,4,5,2',4'			0
32.75		33	33	2,3,4,2',4',5' 2,3,5,6,3',4'		0	0
32.95			34	2,3,4,6,3',4'			0
33.10			35	2,3,4,5,2',3'			0
33.65			36	2,3,4,5,2',4',6' 2,3,5,6,2',4',5'			0
33.80			37	2,3,4,2',3',4'			0
34.10			38	2,4,5,3',4',5'			0
34.70			39	2,3,4,5,2',3',6' 2,3,4,5,2',4'			0
34.90			40	2,3,5,6,2',3',4'			0
35.10			41	2,3,4,5,3',4' 2,3,4,6,2',3',4'			0
35.85			42	2,3,4,5,2',3',5'			0
36.20			43	2,3,4,5,2',4',5'			0
37.75			44	2,3,4,5,2',3',4'			0

^a Les Aroclors (10 ppm) furent ajoutés séparément aux cellules au repos (enrichies au biphenyle) et incubées en culture agitée (250 rpm) à 30°C pendant 48hrs.

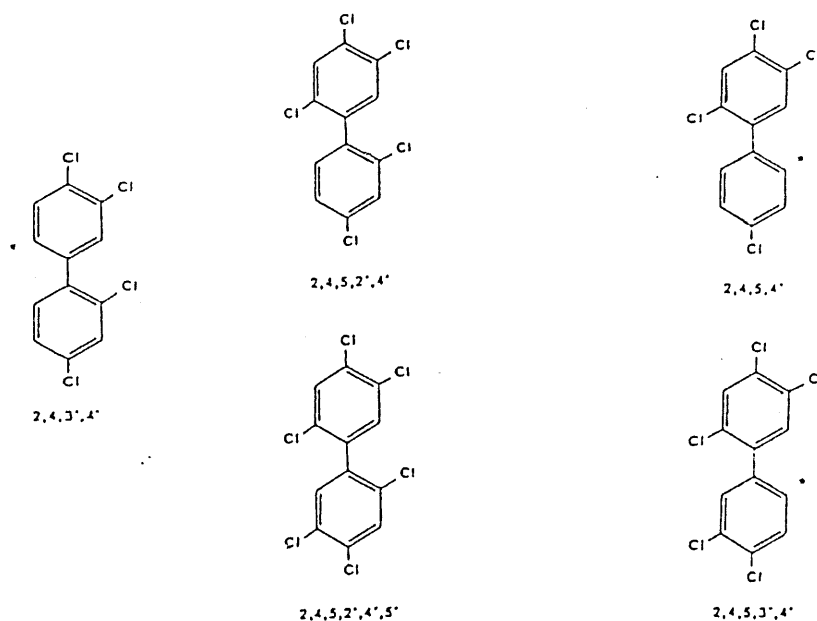
^b Les caractères gras indiquent les congénères principaux des pics.

^c Une dégradation inférieure à 15% est considérée non significative et n'est pas indiquée.

non-dégradable

dégradables

non-dégradables



Légende : À noter que dans chaque cas, le congénère non dégradable peut être converti en l'homologue adjacent dégradable par l'ajout d'un atome de chlore à la position indiquée par l'astérisque. Ceci n'est pas vrai pour tous les homologues. Par exemple, 2,3,4,4'-CBP et 2,3,4,2',4'-CBP sont récalcitrants à une biodégradation par H850.

Figure 5-8 Structures de quelques congénères dégradables par *A. eutrophus*. Tirée de Bedard et al. (1987b, p.1098)

Le tableau 5.3 illustre les différentes capacités de dégradation de 25 souches bactériennes par rapport à un mélange défini de congénères (mélange de Bedard et al., 1986). Ces congénères sont choisis en fonction de la position des atomes de chlore (site 2,3 non-substitué ou site 3,4-non-substitué) et servent à déterminer rapidement les capacités de dégradation des micro-organismes et à identifier quelle dioxygénase est utilisée. Ce test a permis l'identification de 2 micro-organismes aux compétences supérieures soit *Alcaligenes eutrophus* H850 et *Pseudomonas putida* LB400, deux souches possédant la 3,4- dioxygénase. Ainsi, l'utilisation combinée de H850 ou LB400 et d'une autre souche possédant seulement la 2,3- dioxygénase (*Corynebacterium* sp. MB1, par exemple) s'avérerait efficace pour la dégradation de l'Aroclor 1254 (Bedard, 1990).

TABLEAU 5-3 COMPÉTENCE DE DIFFÉRENTS MICRO-ORGANISMES EN MATIÈRE DE DÉGRADATION DE CERTAINS CONGÉNÈRES. TIRÉE DE BEDARD ET AL. (1986, P.766)

		Congénères de BPC																											
		PI304	PI403	PI939	H201	H702	H1130	PI704	991	PI434	RJB	F39	PI101	H19	E12	H337	PI432	H125	H430	E13	H128	MB1	H336	PI918	H850	LB400			
sites 2,3 & 3,4 libres	2,3	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,4'	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,5,4'							●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,2'									●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,3,2'3'										●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,5,2'											●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,3,2'5'													●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,4,5,2',3'																				●	●	●	●	●	●	●		
	2,5,3',4'																					●		●	●	●	●		
2,3,4,2',5'																								●	●	●			
sites 2,3 libres	4,4'	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,4,4'	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,4,3',4'							●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	2,4,2',4'												●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
	3,4,3',4'																			●	●					●	●		
sites 3,4 libres	2,5,2',5'																									●	●		
	2,4,5,2',5'																								●	●			
sites 2,3 & 3,4 bloqués	2,4,5,2',4',5'																								●	●			
		<u>% DÉGRADATION</u>																											
		● 20-39 ● 60-79																											
		● 40-59 ● 80-100																											

% DÉGRADATION

● 20-39 ● 60-79

● 40-59 ● 80-100

Des études sur l'ADN (Yates et Mondello, 1989) ont démontré que les gènes responsables de la dégradation des BPC de LB400 étaient très proches de ceux de H850, mais très différents de ceux de MB1. Ces gènes pourraient avoir été acquis par un transfert d'ADN et pourraient se répandre parmi les populations indigènes dans l'environnement. Par contre, ces gènes ne semblent pas être codés sur le plasmide (Yates et Mondello, 1989) et sont donc non transférables par conjugaison.

Des études très récentes ont mis en évidence une nouvelle souche bactérienne, *Rhodococcus* sp. RHA1, ayant des propriétés semblables, sinon meilleures que H850 (Seto et al., 1995). En effet, cette souche a transformé, à un certain degré, tous les mono-, di-, tri-, tétra-, penta- et hexa- CBP du PCB 48 (mélange japonais équivalent à l'Aroclor 1248) à une concentration de 10 ug/ml. Presque tous les tri- et tétra- CBP ont subi une dégradation variant

entre 80 et 100%. De plus, RHA1 a transformé 45 (incluant les hepta-CBP) des 62 plus grands pics d'un mélange de Kanechlor (KC 200, 300, 400 et 500) essentiellement équivalent à l'Aroclor 1254. La capacité de dégradation de RHA1 a été comparée aux capacités (mentionnées dans la littérature) de H850 et de *Rhodococcus globerulus* P6 (tableau 5.4). L'influence de la position de l'atome de chlore a aussi été observée en comparant la transformation de 10 congénères purs par *Rhodococcus* sp. RHA1, *Pseudomonas* LB400 et *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707. Cinq de ces congénères étaient substitués en position *ortho* (solution A) et cinq, en *para* (solution B). Comparativement aux souches LB400 et KF707, RHA1 possède une grande habilité à transformer les congénères substitués en *ortho* et en *para* (tableau 5.5).

TABLEAU 5-4 ANALYSE DE LA DÉGRADATION D'UN MÉLANGE DES KANECHLORS 200, 300, 400 ET 500, AINSI QUE DU PCB 48 PAR *RHODOCOCCUS* SP. RHA1 INCUBÉE PENDANT TROIS JOURS. TIRÉ DE SETO ET AL. (1995, P.3354)

Substitution no.	Peak no.	Congener identification	% Dégradation ^a (SD)			
			RHA1		P6 (Aroclor 1254) ^b	H850 (Aroclor 1254) ^c
			PCB 48	KC mix ^d		
1,2	2	4		100 (0)		
	3	2,2', 2,6		100 (0)		
	4	2,4, 2,5		100 (0)		
	5	2,3'		100 (0)		
	6	2,4', 2,3	100 (0)	100 (0)		
3,4	7	2,6,2'	97 (3)	80 (19)		
	9	2,5,2', 4,4'	100 (0)	100 (0)		
	10	2,4,2'	100 (0)	100 (0)		
	11	2,6,3', 2,3,6	100 (0)	100 (0)		
	12	2,3,2', 2,6,4'	100 (0)	100 (0)		
	14	2,4,5		100 (0)		
	15	2,5,3'	100 (0)	100 (0)		
	16	2,4,3'	100 (0)	100 (0)		
	17	2,5,4'	100 (0)	100 (0)		100
	18	2,4,4', (2,4,6,2')	100 (0)	98 (3)		45
4,5	19	3,4,2', 2,3,4, 2,3,3', 2,5,2', 6'	93 (4)	93 (2)		100
	20	2,3,4', (2,4,2', 6')	93 (4)	93 (1)		
	21	2,3,6,2'	69 (9)	—		
	22	2,3,2', 6'	43 (13)	—		
	23	2,5,2', 5', 2,6,3', 5'	92 (4)	51 (29)	77	100
	24	2,4,2', 5'	97 (1)	67 (23)	49	95
	25, 26	2,4,2', 4', 2,4,5,2', 2,4,6,4'	95 (3)	67 (17)		
	28	2,3,2', 5'	100 (0)	100 (0)	100	100
	29	2,3,2', 4', 2,3,6,3', 3,4,4'	97 (4)	93 (9)		
	30	2,6,3', 4', 2,3,4,2', 2,3,6,4', 2,5,3', 5'	62 (4)	31 (13)	21	15
5,6	32	2,3,2', 3'	100 (0)	93 (10)	88	
	33	2,3,5,3', 2,4,5,3', 2,4,6,2', 4', 2,4,6,2', 5'	100 (0)	85 (20)		
	34	2,3,3', 5', 2,3,5,4'	100 (0)	73 (33)		
	35	2,4,5,4', (2,3,5,2', 6')	97 (2)	73 (22)	99	—
	36	2,5,3', 4', 3,4,5,2'	99 (1)	93 (10)	100	95
	37	2,3,6,2', 5', 2,4,5,2', 6', 2,4,3', 4'	82 (1)	52 (10)	63	50
	38	2,3,4,3', 2,3,6,2', 4'	42 (15)	—	12	—
	39	2,3,3', 4', 2,3,4,4', (2,3,6,2', 3', 2,3,5,2', 5')	98 (0)	81 (14)	80	20
	40	2,4,5,2', 5', 2,3,5,2', 4'	61 (6)	22 (24)	60	85
	41	2,4,5,2', 4'	90 (4)	56 (27)	—	20
6,7	42	2,3,6,2', 4', 6', 2,3,5,6,3', 2,4,6,3', 4'	97 (4)	78 (22)		
	43	2,4,5,2', 3', 2,3,4,5,2', (2,3,5,6,2', 6')	99 (1)	92 (9)	99	25
	44	2,3,4,2', 5', 2,3,4,6,4', 2,3,5,3', 5'	74 (4)	41 (29)	—	60
	45, 46	2,3,4,2', 4'	80 (6)	22 (24)	—	—
	47	3,4,3', 4', 2,3,6,3', 4'	26 (11)	—	—	20
	48	2,3,5,6,2', 5'	94 (2)	27 (9)	—	40
	49	2,3,5,2', 3', 6', 3,4,5,2', 5', 2,3,4,6,2', 5'	68 (11)	—	—	15
	50	2,4,5,3', 4', 2,3,6,2', 4', 5', 2,3,4,5,3'	36 (29)	—	75	—
	51	2,3,5,6,2', 3', 2,3,4,5,2', 6', 2,3,4,5,4'	—	29 (10)	82	—
	52, 53	3,4,5,2', 3', 2,3,4,6,2', 3', 2,3,5,3', 5', 2,3,5,2', 4', 5', 2,3,4,6,3', 5'	82 (7)	30 (14)	24	25
7, 8	54	2,4,5,2', 4', 5'	34 (34)	—	—	20
	55	2,3,4,2', 3', 6', 2,3,4,3', 4'	—	—	71	—
	56	2,3,4,5,2', 5'	38 (20)	—	—	20
	57	2,3,5,6,2', 3', 6'	—	24 (14)	—	—
	58	2,3,4,5,2', 4'	—	25 (16)	—	—
	59	2,3,4,6,2', 3', 6'	—	—	—	—
	60, 61	2,3,4,2', 4', 5', 2,3,5,6,3', 4', 2,3,4,6,3', 4'	—	—	—	—
	62	2,3,5,6,2', 3', 5'	—	62 (13)	—	—
	64	2,3,5,6,2', 4', 5', 2,3,4,5,2', 4', 6'	—	—	—	—
	65	2,3,4,6,2', 4', 5'	—	30 (7)	—	—
7, 8	66	2,4,5,3', 4', 5'	—	—	—	—
	68	2,3,4,5,2', 3', 6', 2,3,4,5,6,2', 4'	—	—	—	—
	69	2,3,5,6,2', 3', 4'	—	21 (17)	—	—
	70	2,3,4,6,2', 3', 4', 2,3,4,5,3', 4', 2,3,5,6,2', 3', 5', 6'	—	—	13	—
	71, 72	2,3,4,5,6,2', 3', 2,3,4,6,2', 3', 5', 6', 2,3,4,5,6,2', 4', 6'	—	21 (16)	—	—
		2,3,4,5,2', 3', 5', 2,3,4,5,6,3', 5'	—	—	—	—
	73	2,3,4,5,2', 4', 5'	—	—	—	—
	77	2,3,4,5,2', 3', 4'	—	—	—	—

^a Les valeurs représentent la moyenne de quatre expériences. Une dégradation inférieure à 20% est considérée comme non significative et n'est pas rapportée.

^b Les résultats de *Rhodococcus globerulus* P6 sont rapportés par Kohler et al. (1988, p. 1944). Les cellules furent incubées 6 jours dans un milieu de sel minimum contenant 10 ug d'Aroclor 1254 par ml et du biphenyle

^c Les résultats d'*Alcaligenes eutrophus* H850 sont rapportés par Bedard et al. (1987b). Les cellules furent incubées 3 jours dans une solution tampon de phosphate contenant 10 ug d'Aroclor 1254 par ml.

^d Kanechlor 200, 300, 400 et 500 (1:1:1:1)

TABLEAU 5-5 DÉGRADATION DE DIFFÉRENTS CONGÉNÈRES SUBSTITUÉS EN *ORTHO* OU *PARA* PAR TROIS SOUCHES BACTÉRIENNES, RHA1, LB400 ET KF707. TIRÉ DE SETO ET AL. (1995, P. 3356)

Solution and congener (2 ppm each)	% Degradation ^a (SD)		
	RHA1	LB400 ^b	KF707 ^b
A			
2,2'-CB	100 (0)	100	18
2,5,2'-CB	98 (2)	100	10
2,3-CB	100 (0)	100	100
2,5,2',5'-CB	76 (13)	100	9
2,4,5,2',5'-CB	29 (11)	100	0
B			
4,4'-CB	95 (2)	25	100
2,4,2',4'-CB	83 (6)	81	0
2,4,3',4'-CB	99 (1)	43	31
3,4,3',4'-CB	0	6	0
2,4,5,2',4',5'-CB	0	41	0

a Les données sont des moyennes d'expériences effectuées en triplicata. Une dégradation inférieure à 20% est considérée comme non significative et n'est pas rapportée.

b Les résultats de *Pseudomonas* LB400 sont rapportés par Gibson (1993). Les cellules furent incubées une journée dans une solution tampon de phosphate contenant des BPC

Les métabolites observés lors de la transformation du PCB 48 furent identifiés comme étant des di- et tri- CBA. Une diminution graduelle de ces composés fut observée lors de leur incubation, suggérant l'élimination de ces composés par cette souche.

Malheureusement, à des concentrations de PCB 48 supérieures à 100 ug/ml, la résistance de la souche ainsi que sa capacité de dégradation des BPC diminuent. Suite à ces constatations et à la détection d'une nouvelle voie catabolique non induite par les BPC, les auteurs planifient entreprendre des études plus poussées afin d'introduire les gènes de transformation des BPC de la souche RHA1 dans des micro-organismes plus résistants aux BPC.

5.5 Génétique

Deux séries de gènes sont requises pour la minéralisation totale des BPC : une première pour les transformer en CBA, et une seconde pour minéraliser ces CBA. Jusqu'à présent, aucune bactérie possédant ces deux gènes n'a été retrouvée dans la nature. Il est donc évident que de nombreuses recherches sont effectuées pour rassembler ces deux séries de gènes dans une même souche. Mais ce n'est pas chose facile car les mécanismes inhérents à ces gènes sont

incompatibles. Focht (1995) fait une brève revue des avancements dans ce domaine ainsi que des difficultés qui y sont associées.

McMullar et al. (1994) ont recombiné avec succès une souche de *Pseudomonas acidovorans* M3GY capable d'utiliser le 3,4'-DCBP. Cette souche reste jusqu'à présent la seule souche capable d'utiliser comme substrat un BPC ayant un atome de chlore sur chaque anneau.

Lajoie et al. (1994) ont pour leur part, inséré les gènes capables de dégrader les BPC dans une souche utilisatrice de surfactant, la *Pseudomonas putida* IPL5. La présence de surfactant a une double utilité, celle de rendre les BPC plus disponibles et celle d'enrichir sélectivement le milieu en IPL5 car les bactéries indigènes n'utilisent pas ou peu ce surfactant même en absence de BP. Cette souche recombinée s'est avérée capable de dégrader 25 des 33 congénères de l'Aroclor 1248 en absence de BP.

De même, la souche recombinée *Escherichia coli* FM4560 contenant le transposon de *Pseudomonas putida* LB400 s'est avérée capable de dégrader l'Aroclor 1242 aussi efficacement que la souche donneuse, mais sans nécessiter de BP pour atteindre une aussi haute activité dégradative. De plus, elle possède une meilleure résistance aux températures plus élevées que LB400 et un taux de survie supérieur (Mondello, 1989). Par exemple, *E. coli* FM4560 a déjà survécu 27 jours dans des sols comparativement à 2 jours pour LB400 (Abramowicz, 1990). Les essais avec *E. coli*, souche très bien étudiée et documentée, aident à comprendre les mécanismes génétiques afin de faciliter les futures recombinaisons avec des souches non pathogènes.

Les recherches actuelles tentent donc de mieux comprendre les gènes, les enzymes et les mécanismes régissant la transformation bactérienne afin d'en optimiser le fonctionnement. Les manipulations génétiques servent à introduire les gènes dégradant les BPC dans des souches plus résistantes afin de créer des souches recombinées hautement performantes quant à leur capacité de dégradation (%) et quant au spectre de congénères transformés ou idéalement minéralisés.

5.6 Solutions alternatives

5.6.1 Biodégradation par les champignons

Il est possible de dégrader les BPC et les autres composés aromatiques récalcitrants avec *Phanerochaete chrysosporium* (Bumpus et al., 1987), un champignon de la carie blanche. Jusqu'à 10% de l'Aroclor 1254 et 20% de l'Aroclor 1242 peuvent être minéralisés par ce micro-organisme (Dietrich et al., 1995; Bumpus et al., 1987). Par contre, cette minéralisation se produit à des concentrations trop faibles (0,1 mg/kg, Bumpus et al., 1987) pour avoir un impact environnemental significatif (Focht, 1995). De plus, l'incapacité d'oxyder l'hexachlorobenzène (Bumpus et Aust, 1987) et la lente minéralisation du 2,4,5,2',4',5'- hexachlorobiphényle n'en fait pas un bon choix pour les composés fortement chlorés. À concentration élevée (100 à 650 ppm), *Phanerochaete chrysosporium* ne peut dégrader que les congénères mono et di- CBP, à l'opposé de *Pleurotus ostreatus* et *Trametes versicolor* (Zeddel et al., 1993). En effet, dans des conditions aérobies, ces deux caries blanches ont dégradé les mono, les di-, les tri-, les tetra- et les penta-CBP présent dans du sol mélangé à des copeaux de bois (Zeddel et al., 1994). Le tableau 5.6 illustre le potentiel de dégradation respectif des trois caries blanches après cinq semaines. L'ajout de lignisulfonate, un inducteur de la dégradation lignolytique, n'a aucun effet sur la dégradation des BPC par *Pleurotus ostreatus* et *Trametes versicolor*.

TABLEAU 5-6 POTENTIEL DE DÉGRADATION DES BPC PAR TROIS CARIES BLANCHES EN FONCTION DU DEGRÉ DE CHLORATION. TIRÉ DE ZEDDEL ET AL. (1994, P.438)

	<i>T. versicolor</i>	<i>P. ostreatus</i>	<i>P. chrysosporium</i>
Monochlorobiphényles	> 97%	> 99%	40% - 90%
Dichlorobiphényles	> 96%	> 98%	jusqu'à 80%
Trichlorobiphényles	> 80%	85% jusqu'à > 95%	jusqu'à 30%
Tétrachlorobiphényles	20% jusqu'à > 90%	20% jusqu'à > 90%	aucune dégradation
Pentachlorobiphényles	jusqu'à 40%	jusqu'à 60%	aucune dégradation
Hexachlorobiphényles	jusqu'à 50%	jusqu'à 35%	aucune dégradation
Heptachlorobiphényles	aucune dégradation	aucune dégradation	aucune dégradation

Des recherches sont présentement en cours aux États-Unis, sous le programme fédéral SITE, sur l'utilisation des caries blanches pour le traitement de sols ou de sédiments contaminés (Davila et al., 1993).

5.6.2 Compostage

Des études à l'échelle laboratoire (Isbister et al., 1984) ont été effectuées afin d'évaluer les compostages aérobie et anaérobie comme méthodes de traitement de sols contaminés par l'Aroclor 1242. Chaque compost était composé de foin de luzerne, de nourriture pour les chevaux (Purina Sweetena) et de 10% de sol (contaminé artificiellement par de l'Aroclor 1242 jusqu'à une concentration de 2 000 mg/kg, p.s.). La température était maintenue à 55°C et l'humidité à 60%.

Les composts ont démontré une réduction significative de tous les congénères après 2 et 4 semaines. Les meilleurs résultats ont été obtenus lors du compostage aérobie, soit en moyenne 44.9% après deux semaines et 61.7% après quatre semaines. Les concentrations de BPC ne furent pas réduites aussi rapidement par le compostage anaérobie. Une réduction moyenne de 23.2% fut obtenue après deux semaines et de 37.4%, après quatre. Quatre semaines furent nécessaires pour la diminution aérobie des congénères plus chlorés, avec plus de 75% des tri-CBP éliminés. En aucun cas des dioxines ou des furanes furent retrouvés dans les échantillons.

Le compostage comporte des avantages intéressants pour le traitement de sol contaminé aux BPC, comme par exemple son faible coût d'investissement et sa faible consommation d'énergie. Il reste encore de nombreuses questions à élucider avant sa commercialisation concernant par exemple :

- le temps optimal de compostage;
- la concentration maximale de BPC que peuvent tolérer les micro-organismes;
- les mécanismes de dégradation et les sous-produits obtenus; et
- les populations microbiennes présentes (Isbister et al., 1984).

5.6.3 Phytoremédiation

La phytoremédiation ou l'utilisation de végétaux pour le traitement de sols ou de sédiments, est une technologie tout à fait nouvelle mais déjà étudiée aux échelles pilote et réelle. Elle semble prometteuse pour une contamination peu profonde (< 5 m) aux BTEX, aux solvants chlorés, aux TNT ainsi qu'aux nutriments (Schnoor et al., 1995). Les plantes supportent des concentrations de contaminants plus élevées que les micro-organismes donc aideraient à la décontamination *in-situ* via trois mécanismes d'action :

- l'absorption directe des contaminants puis l'accumulation ou la minéralisation des métabolites dans les tissus des plantes;
- la libération de composés qui stimulent l'activité bactérienne et les transformations biochimiques; et
- l'amélioration de la minéralisation dans la rhizosphère.

De plus, les plantes augmentent la quantité de carbone organique dans le sol et elles rejettent de l'eau, de l'oxygène et des composés qui aident à la dégradation des composés organiques toxiques. Tous ces facteurs favorisent la croissance microbienne. Une espèce de peuplier hybride est utilisée avec succès pour le traitement de sols contaminés aux composés organiques toxiques et pour le recouvrement final de lieux d'enfouissement sanitaires. Treize sites utilisant la phytoremédiation ont été répertoriés aux États-Unis. À un de ces sites, des peupliers, du maïs et des graminées fourragères (fétuques) ont permis l'immobilisation des contaminants d'un compost de déchets solides municipaux contaminés aux BPC et à l'insecticide chlordane.

Les chercheurs qui étudient la phytoremédiation sont conscients des limites de cette technologie. Le traitement peut être long et les contaminants hydrophobes ou fortement sorbés sont difficilement traités de cette façon. D'autres recherches doivent être effectuées avant d'utiliser cette technologie à plus grande échelle, mais les chercheurs sont confiants et voient plutôt l'utilisation actuelle de la phytoremédiation comme une étape de polissage après l'utilisation d'une autre technologie de décontamination (Schnoor et al., 1995). En effet, jusqu'à 70% des contaminants peuvent être emprisonnés dans les micropores du sol et ne sont donc pas disponibles

lors d'un traitement conventionnel. Mais les plantes, elles, y ont accès même si cela peut être long (Matso, 1995).

6. TRAITEMENT À L'ÉCHELLE PILOTE

La plupart des expériences décrites ci-haut ont été effectuées en milieu liquide et en laboratoire. Lorsqu'on compare les performances des diverses souches en milieu liquide et dans les sols, la dégradation dans les sols est généralement moins efficace mais celle dans l'environnement l'est encore moins (Barriault et Sylvestre, 1993; Harkness et al., 1993).

La revue de littérature suivante se veut appliquée et tentera de mettre en évidence les réussites et lacunes des essais pilotes. Les techniques suivantes seront vues plus en détails :

- le traitement *in-situ*;
- le traitement *ex-situ* (aérobie ou anaérobie);
- le traitement en bioréacteur (anaérobie ou aérobie); et
- le traitement séquentiel (anaérobie/aérobie, extraction/biodégradation...).

6.1 Biodégradation *In-situ*

La biodégradation des BPC est généralement difficile, mais la biodégradation *in-situ* l'est encore plus, car il est plus difficile de contrôler les paramètres environnementaux tels :

- le manque de substrat;
- la biodisponibilité des BPC;
- le manque de nutriments essentiels;
- la disponibilité de l'oxygène; et
- la toxicité des métabolites secondaires (Bedard, 1990 et Samson et al., 1990).

En effet, les mono- et les di- CBP sont dégradés relativement rapidement dans l'environnement, tandis que les BPC plus chlorés persistent car il ne peuvent soutenir la croissance bactérienne. La seule façon connue d'enrichir et d'entretenir la croissance microbienne est l'ajout de biphényle. Mais, les expérimentations ayant démontré ces faits sont généralement effectuées avec des sols exempts de tout autre contamination. Dans le cas d'un déversement accidentel, ou

d'une contamination réelle, il y a souvent présence de polluants organiques ou inorganiques. Si le sol est très argileux ou si les BPC sont séquestrés dans des micelles hydrophobes, leur disponibilité s'en trouve considérablement réduite. De plus, la présence de métaux lourds peut affecter la croissance bactérienne ou même être toxique (Bedard, 1990). Selon la quantité stoechiométrique hypothétique nécessaire pour assurer la biodégradation d'un grand volume de sol fortement contaminé, il y a généralement une déficience en éléments nutritifs (phosphore), en oligo-éléments (magnésium, fer...) et en oxygène.

6.1.1 Sols

La compagnie General Electric (GE) fut la première à effectuer des expériences *in-situ* sur une parcelle de terre originalement contaminée à l'Aroclor 1242 mais, suite à une dégradation naturelle des di et tri-CBP, la contamination actuelle ressemblait plus à l'Aroclor 1248 (McDermott et al., 1989). Ces expériences avaient comme objectif le développement de deux stratégies de traitement : la biodégradation et l'extraction avec des solutions aqueuses de surfactant. Les résultats de la biodégradation seront surtout couverts ici.

Le site choisi était plutôt sablonneux et la contamination limitée aux premiers 15 cm. Le sol fut d'abord retourné à l'aide d'un rototilleur jusqu'à une profondeur de 20 cm afin d'uniformiser la contamination qui variait de 50 à 500 ppm. Il fut ensuiteensemencé avec *Pseudomonas putida* LB400 trois fois par semaine. Une partie fut retournée après chaque ensemencement, l'autre non. Les premiers signes de dégradation apparurent après 8 à 10 semaines. Après 18 semaines, une dégradation de 25% fut obtenue dans les 3 premiers cm du sol non retourné. Elle fut de 10% pour l'ensemble de la parcelle retournée. Il est à noter que ce 10% représente une dégradation supérieure à celle de 25% limitée aux tous premiers cm de sol. Ce taux de biodégradation *in-situ* représentait 50% du taux observé en laboratoire. Cette diminution peut être attribuée à un contrôle inadéquat de la température et de l'humidité et à la présence d'huile et de polluants organiques.

L'évaluation des surfactants biodégradables utilisés pour l'extraction des BPC a démontré que le Surco 233 (surfactant anionique constitué principalement de dodécylbenzène sulfonate de

sodium) était plus efficace que le Triton X-100 (surfactant non-ionique) surtout dans des sols très argileux. De plus, il semblerait que la majorité de l'extraction s'est produite lors de la première heure de contact.

6.1.2 Sédiments

Plus récemment, GE a de nouveau effectué une étude *in-situ* de 73 jours (Harkness et al., 1993), mais cette fois, l'objectif était de démontrer la biodégradation aérobie des sédiments de la Hudson River. Pour ce faire, six caissons d'acier (R101 à R106) remplis de sédiments furent installés tout près du littoral. La surface des sédiments était composée d'un silt sableux dont la concentration en BPC était très variable (moyenne de 39.4 mg/kg). Cette contamination se limitait aux premiers 10 à 20 cm de sol. Les sédiments avaient subi une déchloration étendue. 62% à 73% de mono- et de di- CBP étaient présents dans le sol comparativement à 9% dans le mélange commercial original de l'Aroclor 1242. Les résultats sont illustrés au tableau 6.1.

Bien que plus de 90% des congénères présents soient biodégradables lorsque seuls, moins de 60% ont été dégradés lorsque mélangés à des sédiments en laboratoire et *in-situ*. La fraction résistante est probablement constituée de BPC dissous dans la matrice polymérique organique naturelle des sédiments. Les BPC doivent diffuser à travers cette matrice avant de pouvoir être disponibles pour les micro-organismes (Harkness et al., 1993).

TABLEAU 6-1 RÉSULTATS DE LA STIMULATION AÉROBIE DES SÉDIMENTS DE HUDSON RIVER. MODIFIÉ DE HARKNESS ET AL. (1993, P 504)

Caisson	Caractéristiques	changement [BPC] (mg/kg)	changement BPC / pic 61 (mg/kg)	changement BPC/TOC (mg/kg)
R101	hautement mélangé :premier 15-20 cm de sédiments	+ 8,7%	-14.4%	-30.7%
R102	agitateur mélange complet inoculé avec H850	- 41.0%	-42.4%	-44.7%
R103	faiblement mélangé inoculé avec H850	-36.8%	-37.8%	-55.5%
R104	faiblement mélangé :premier 15-20 cm de sédiments (mode anaérobie durant les essais)	-41.8%	-4.3%	+8.4%
R105	faiblement mélangé stimulation de la population indigène	-72.6%	-40.5%	-53.1%
R106	faiblement mélangé stimulation de la population indigène	-68.5%	-38.7%	-46.0%

NOTE. Ce tableau exprime les différences obtenues entre le début et la fin du traitement. Trois différentes méthodes de quantification des BPC sont utilisées : la concentration moyenne des BPC basée sur le poids sec des sédiments, la concentration normalisée par rapport aux congénères correspondant au pic 61 (3,4,3',4'-CBP / 2,3,6,3',4'-CBP) et la concentration normalisée par rapport au contenu total en carbone (TOC). Un signe positif indique une augmentation de la concentration et peut être expliqué par le manque d'homogénéité des sédiments.

6.2 Traitement en réacteurs

6.2.1 Traitement aérobie

Des essais de biodégradation aérobie ont été effectués en France (Pellet et al., 1993) sur des prélèvements de sols contaminés par un mélange du type Aroclor 1232, à une concentration de 137 mg/kg. L'expérimentation a été effectuée dans trois bacs dont un fut utilisé comme témoin. Après l'ajustement du rapport C/N/P (100/5/1), les bacs furentensemencés deux fois (au départ et après 4 semaines) avec un mélange de micro-organismes biofixés. Le bac #2 reçu chaque fois une quantité X de micro-organismes et le bac #3 une quantité 2X. Dans tous les cas, les bacs étaient humidifiés et homogénéisés de façon hebdomadaire tout au long du traitement. En six semaines,

90% des BPC furent dégradés dans les deux bacs ensemencés avec des cinétiques de dégradation différentes (tableau 6.2).

TABLEAU 6-2 ÉVOLUTION DU POURCENTAGE DE DÉGRADATION DES BPC. TIRÉ DE PELLET ET AL. (1993, P. 457)

	2 semaines	4 semaines	6 semaines
#1 témoin	6.5	1.5 ^a	14.6
#2 traitement X	79.5	83.2	93.7
#3 traitement 2X	62	62	90

^a Cette diminution par rapport à la dégradation après deux semaines peut être attribuée au manque d'homogénéité des sols.

Comme le montrent ces résultats, l'ensemencement 2X n'a commencé à être vraiment efficace qu'entre la 4^{ème} et la 6^{ème} semaine, suite au deuxième ensemencement. La dégradation de 14.6% du bac #1 est sûrement reliée à un phénomène d'évaporation et d'oxydation chimique du polluant plutôt qu'à une biodégradation naturelle, qui nécessite bien plus que 6 semaines (Pellet et al., 1993). On pourrait alors estimer de façon plus conservatrice la contribution microbienne à 75-80%.

6.2.2 Traitement anaérobie

Dans la même veine, une autre expérience (Klasson et Evans, 1993) a été conduite en bioréacteurs avec une suspension de sol (200 g/l de sol). L'objectif de cette expérience était de démontrer la faisabilité de traiter des sols de façon anaérobie avec un consortium bactérien allogène. En effet, il est difficile d'isoler des micro-organismes capables de déshalogénéation et une fois isolés, ils ont tendance à perdre cette capacité lorsque transférés dans un autre site ou dans un autre type de matrice.

Pour ce faire, des sols dont la contamination ressemblait à l'Aroclor 1248 ou à l'Aroclor 1242 altéré (à une concentration d'environ 100 ppm), furent inoculés avec des micro-organismes anaérobies isolés des sédiments contaminés de la Hudson River. Les résultats ont démontré qu'il était possible d'accélérer le début de la déchloration à l'aide d'inducteurs ou d'amendements nutritionnels. Tel que mentionné dans la littérature, l'ajout de congénères accélérerait la

déchloration. Des inducteurs furent donc ajoutés, le 2,3,6- CBP (pour induire la déchloration en *meta*) et le 2,4,6-CBP (pour l'induire en *para*). Les amendements de carbone furent l'acétone et/ou l'acide pyruvique ou encore un mélange nutritionnel complexe. Des signes de déchloration furent observés dans 7 des 18 bioréacteurs et les meilleurs résultats furent obtenus dans les réacteurs ayant reçu des amendements d'acétone et de pyruvate ou de bouillon nutritionnel complexe. L'ajout de 2,3,6-CBP n'a été utile qu'en début de traitement et le 2,4,6- CBP ne l'a pas été du tout. Cela laisse supposer que les micro-organismes présents n'étaient capables que de déchloration en position *meta*. Dans les meilleures conditions, le nombre d'atomes de chlore a chuté progressivement de 4.3 à 3.5 atomes de chlore par biphenyle en 15 semaines (50% des atomes en position *meta* furent enlevés pendant cette période). Suite à ces résultats prometteurs, d'autres recherches sont en cours dans les mêmes laboratoires.

D'autres essais furent effectués en laboratoire (Pagano et al., 1995) avec deux réacteurs anaérobies en cuvée (batch) afin de vérifier la dégradation de 6 kg de sédiments et de sols contaminés artificiellement à l'Aroclor 1248. L'originalité de ces essais réside dans le choix de lixiviat de lieux d'enfouissement sanitaires (LES) comme source de substrat, de nutriments et de micro-organismes. En effet, le lixiviat est un mélange complexe de carbones organiques (en majorité des acides gras volatils), de protéines, d'acides aminés, d'éléments de trace, de nutriments et de micro-organismes. Les conditions environnementales déjà présentes dans le lixiviat et optimisées dans un réacteur devraient stimuler les populations indigènes capables de dégrader les BPC.

Le lixiviat utilisé était modérément acide, riche en phosphore, en azote, en acides gras et en ions (force ionique élevée). Les sédiments utilisés étaient constitués respectivement de 75% et de 25% de sable et de silt et la contamination s'élevait à 35 ppm (p.s) d'Aroclor 1248. Ces sédiments furent ajoutés à du sable afin d'obtenir une perméabilité permettant une bonne percolation. Le ratio sédiments/sable fut fixé expérimentalement à 1:3 et le mélange fut contaminé artificiellement avec de l'Aroclor 1248 jusqu'à 400 ppm (p.s). Le sable servit aussi de lit fixe en fournissant une surface additionnelle pour la colonisation bactérienne. Le réacteur utilisé était un réacteur à lit fixe et à débit ascendant recyclé (recycling-upflow fixed bed).

Après 13 semaines d'opération, le nombre d'atomes de chlore par biphenyle fut réduit de 11% pour le réacteur #1 et de 23% pour le #2. La majorité de la déchloration s'est produite durant les sept premières semaines. Les atomes de chlore en position *meta* furent principalement enlevés (39% et 51% d'enlèvement), suivi de ceux en *ortho* (10%). De tels résultats servirent à démontrer deux choses : le succès du lixiviat comme source de carbone et de nutriments pour la stimulation biologique *ex-situ* et la possibilité d'exploiter cet avantage pour une dégradation biologique *in-situ* à même le site d'enfouissement.

6.3 Traitement séquentiel

6.3.1 Extraction et biodégradation

Les chercheurs de l'Institut de recherche en biotechnologie (IRB) (Samson et al., 1990) ont étudié un traitement séquentiel de trois étapes (figure 6.1):

- l'extraction des contaminants avec un solvant organique en phase aqueuse et l'adsorption subséquente sur des polymères hydrophobes;
- la désorption des BPC avec une solution aqueuse suivie d'une déchloration photochimique à l'aide d'un agent sensibilisateur (siliconate de méthyle, oxydes de titane et de silice etc.); et
- la biodégradation des BPC par des micro-organismes spécialisés.

La solubilité de l'Aroclor 1254 dans l'eau pure est inférieure à 10 ppb, mais en présence d'agents tensioactifs (Triton X-100, 0.25%), elle atteint 800 ppm à 35° (Samson et al., 1990). Ainsi, une extraction avec un agent tensioactif adéquat permettrait le transfert des contaminants du milieu solide au milieu aqueux. Les résultats obtenus à partir d'un sol contaminé par environ 800 ppm d'Aroclor 1254 démontrent qu'après quatre jours, la concentration est passée à moins de 100 ppm en une phase d'extraction. Un extracteur multi-phases permet d'atteindre un niveau résiduel d'environ 10 ppm. Dans ces expériences, du lisier de porc fermenté de façon anaérobie fut utilisé comme biosurfactant en combinaison avec 0.2% de sodium. Ce mélange s'est avéré très efficace et peu dispendieux.

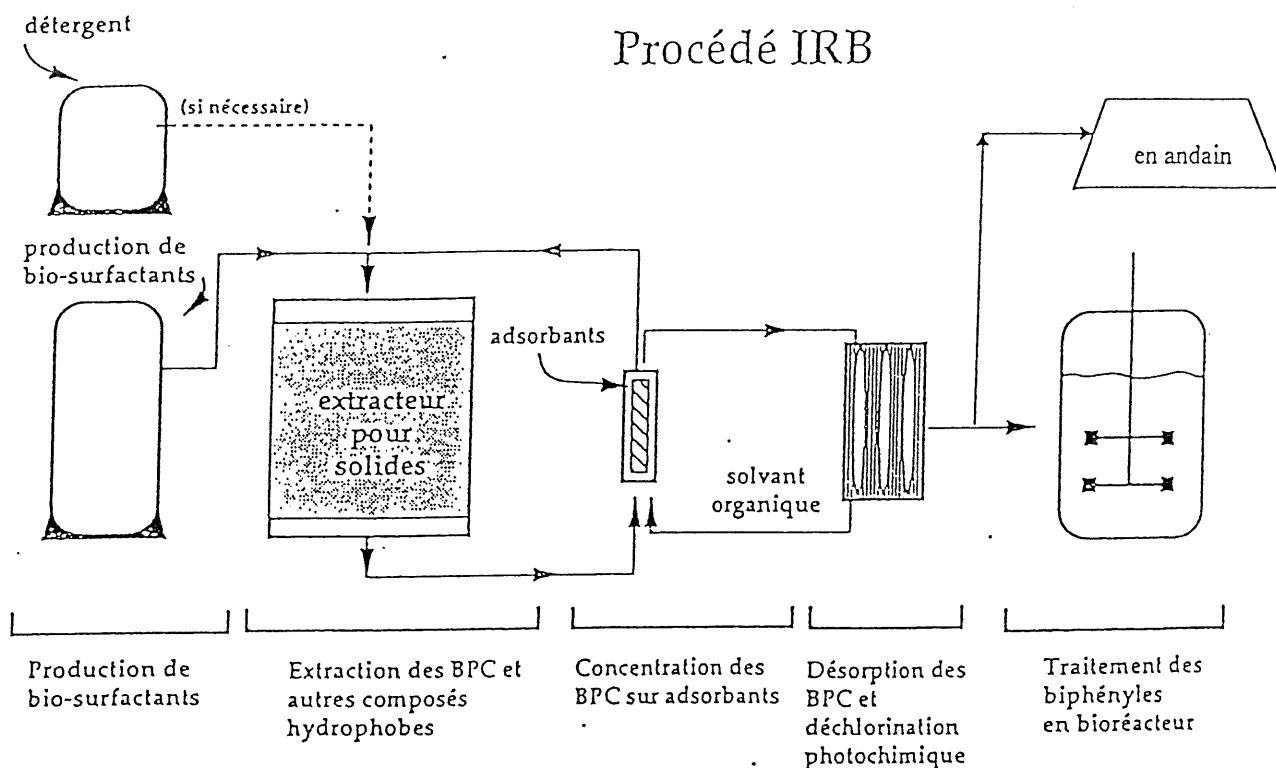


Figure 6-1 Procédé IRB pour le traitement des sols contaminés aux BPC. Modifiée de Samson et al. (1990, p. 20).

L'adsorption est ensuite effectuée à l'aide de polymères tels le Manosil® et le Norprene®. L'adsorption de plus de 99% des BPC extraits du sol s'est avérée possible en moins de deux heures pour des solutions de 100 mg/l. Cela permet de concentrer les BPC provenant d'un grand volume de sol. Encore une fois, l'adsorption multi-phases permet d'améliorer cette efficacité.

Une fois les BPC adsorbés, ils peuvent être extraits par des solvants organiques en phase aqueuse pour ensuite être traités par le biophotoréacteur. Les molécules de BPC absorbent fortement les rayons U.V. entre 250 et 300 nm et l'état d'excitation qui en suit permet la déchloration. Plus les BPC sont riches en atomes de chlore, plus ils absorbent les radiations. Par contre, il est nécessaire d'ajouter des sensibilisateurs si la photodécomposition se fait en milieu aqueux. Le traitement d'une solution standard d'Aroclor 1248 irradiée pendant cinq heures par une lampe à mercure à 300 nm résulte en l'accumulation de BP, de mono- (3-, et 4- CBP) ainsi

que d'un peu de di-CBP (3,4'- et 4,4- CBP). Cette solution de BPC peut être traitée dans un bioréacteur ou par une biodégradation en andain lorsque mélangée à du sol.

6.3.2 Photolyse, oxydation chimique et biodégradation

Des tests ont été conduits par IT Corporation du Tennessee (USEPA, 1995; IT Corporation, 1994) sur des sols contaminés à l'Aroclor 1248 afin de démontrer la faisabilité d'un procédé séquentiel de décontamination. Les étapes de leur procédé consistent en :

- une oxydation chimique avec le réactif de Fenton (RF); ou
- une dégradation des composés organiques par l'utilisation de rayons U.V. (lampe Hg à pression-moyenne, lampe à pulsation de 10 Hz et radiations solaires) en présence d'un surfactant; et
- une dégradation microbienne en erlenmeyer.

Les chercheurs espéraient ainsi convertir les contaminants (via une oxydation chimique ou une photodégradation) en composés plus facilement biodégradables pour la dernière étape.

La réduction maximale des BPC (C_i : entre 200 et 10 000 ppm) obtenue avec la photolyse est de 69%, mais varie en général de 15 à 35% avec l'utilisation d'une lampe U.V. Cette réduction de 69% fut obtenue lors de l'utilisation de 2 à 3% de surfactant ionique NP-90® et d'une exposition de sol d'une épaisseur d'environ ¼ de pouce pendant six heures. L'utilisation des radiations solaires n'a eu aucun effet détectable. Ce sont surtout les BPC plus chlorés qui ont été transformés sous la lampe, générant des sous-produits di-, tri- et tétra- CBP.

Les meilleurs taux de dégradation (C_i : entre 5 000 et 10 000 ppm), observés lors de l'oxydation avec le réactif de Fenton, se sont produits lorsque le ratio FR/sol était relativement élevé. Mais les réductions variaient modestement entre 15 et 55%, même avec des temps de réaction supérieurs à 100 heures. Le facteur le plus important lors de l'oxydation des BPC s'est avéré être le maintien de la concentration optimale de H_2O_2 à 2%. La perte des BPC moins

chlorés a été prédominante sans génération de sous-produits, ce qui laisse présager une perte par volatilisation.

Pour les tests de biodégradation, deux sous-tests furent effectués. Le premier, pour comparer la dégradation obtenue avec un sol pré-traité avec des rayons U.V. et un sol non traité. Le deuxième test servait à vérifier l'effet d'inducteurs (4- bromobiphényle et biphényle) sur la dégradation. Deux inoculum différents furent utilisés. Le premier inoculum consistait en la souche *Alcaligenes eutrophus* H850 et le deuxième en des bactéries isolées d'un sol contaminé de Nouvelle-Angleterre (BAC 17) et dégradant les BPC. Un troisième sol fut utilisé pour les deux tests, soit le sol d'origine de ces bactéries. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 6.3.

TABLEAU 6-3 RÉDUCTION OBTENUE EN % PAR GROUPE D'HOMOLOGUES, APRÈS 4 SEMAINES DE TRAITEMENT DE SOL EN SUSPENSION BIOLOGIQUE. TIRÉ DE USEPA/540/SR-94/531, P.4

Groupe de congénères	sol traité avec U.V. ^a		sol non-traité ^b		sol de N.-Angleterre ^c	
	BAC 17 ^d	H850	BAC 17	H850	BAC 17	H850
Dichlorobiphényles	24	21	67	0*	70	40
Trichlorobiphényles	0	16	0	0	20	0
Tétrachlorobiphényles	0	0	0	0	30	0
Pentachlorobiphényles	0	0	0	0	0	0
Hexachlorobiphényles	0	0	0	0	0	0
Heptachlorobiphényles	0	0	0	0	0	0

a Sol de surface traité surfactant/ U.V. - 4 000 mg/kg BPC totaux

b Sol de surface non-traité - 8 400 mg/kg BPC totaux

c Sol du site de Nouvelle-Angleterre - 350 mg/kg BPC totaux

d Culture bactérienne provenant du sol de N-A

* Un pourcentage de dégradation inférieur à 15% est considéré insignifiant, et sera représenté par zéro

La biodégradation par H850 du sol traité avec surfactant et U.V. était de 21% et 16% pour les di- et tri- CBP respectivement, mais nulle pour le sol non-traité, tandis que la situation opposée s'est produite avec la souche BAC 17. 67% des di-CBP ont été dégradés dans le sol non-traité comparé à 24% dans le sol traité. Il faut mentionner que le sol traité contenait dix fois plus de carbone organique dissout (indicateur de la présence de surfactant) que le sol non-traité, ce qui aurait pu inhiber l'activité bactérienne ou promouvoir la dégradation de produits autres que les

BPC. Tel qu'attendu, la meilleure dégradation a été obtenue avec BAC 17 dans leur sol d'origine moins contaminé.

Les résultats du second test, qui avait pour objectif de déterminer les effets du biphenyle et du 4- bromobiphenyle sur la dégradation des BPC, sont présentés au tableau 6.4. La présence d'inducteurs a stimulé la biodégradation des di-, tri-, tétra- et penta- CBP présents dans le sol peu contaminé de N-A, le biphenyle ayant donné les meilleurs résultats. La faible dégradation du sol non-traité peut-être expliquée par le haut taux de contamination et la présence d'argile, le sol de N-A étant principalement composé de sable.

TABLEAU 6-4 RÉDUCTION OBTENUE EN % PAR GROUPE D'HOMOLOGUES, APRÈS 1 SEMAINE DE TRAITEMENT AVEC DES INDUCTEURS. TIRÉ DE USEPA/540/SR-94/531, P.5

Groupe de congénère	sol non-traité			sol de la Nouvelle-Angleterre		
	contrôle ^a	4-BB	BP	contrôle	4-BB	BP
Dichlorobiphényles	0	29	37	0	28	82
Trichlorobiphényles	0	0	0	0	0	54
Tétrachlorobiphényles	0	0	0	0	29	63
Pentachlorobiphényles	0	0	0	0	21	16
Hexachlorobiphényles	0	0	0	0	0	0
Heptachlorobiphényles	0	0	0	0	0	0

a) signifie aucun amendement

* Un pourcentage de dégradation inférieur à 15% est considéré insignifiant, et sera considéré comme zéro

Les conclusions suivantes peuvent être tirées de cette étude (IT Corporation, 1994):

- l'enlèvement de BPC dans le sol traité au surfactant et aux U.V. a été légèrement stimulé par l'ajout de la souche H850;
- l'enlèvement des BPC dans le sol non-traité et dans celui de la Nouvelle-Angleterre a été amélioré par la souche BAC 17;
- le biphenyle s'est avéré être un meilleur stimulant que le 4-BB pour le sol non-traité et pour celui de la Nouvelle-Angleterre; et
- le surfactant semble avoir eu un effet inhibiteur sur l'activité microbienne.

Il pourrait être intéressant de faire l'essai d'une souche productrice de surfactant (*Alcaligenes faecalis* B556) ou encore d'une souche utilisatrice de surfactant et de BPC (*Pseudomonas putida* IPL5).

6.3.3 Contamination mixte

La firme de génie-conseil Washburn & Gillis Associates Ltd (WGA) du Nouveau-Brunswick (NB) a réalisé, pour le ministère de l'Environnement du NB, l'évaluation d'un pré-traitement par lavage suivi d'un traitement en bioréacteur, pour le traitement d'un sol contaminé aux BPC et aux métaux lourds (Washburn and Gillis Assoc., 1993). Les contaminants présents étaient les BPC (61 ppm), le cadmium (11.7 ppm), le cuivre (11 300 ppm), le plomb (13 600 ppm) et le zinc (3 190 ppm). Les résultats des tests sont conservateurs car les concentrations de polluants présents dans les échantillons utilisés étaient supérieures aux concentrations moyennes du site. Les trois grandes étapes effectuées lors de cette étude de faisabilité, furent :

- les tests d'extraction des métaux (choix du solvant, temps et nombre de lavages, concentration du solvant);
- les tests d'extraction des BPC (choix du solvant, temps et nombre de lavage); et
- les tests en bioréacteurs (influence du pré-traitement, présence d'oxygène et de surfactant) (figure 6.2) .

Il a été constaté que la meilleure extraction des métaux fut obtenue avec un lavage de deux heures à pH = 2 avec 10% HCl, résultant en l'enlèvement de 61% du Cd, de 32% du Cu, de 63% du Pb et de 35% du Zn. Malheureusement, l'acide chlorhydrique réagit avec les anions présents dans les sols et il y a dégagement de fumée de chlore gazeux. Il ne peut donc être utilisé directement sur des sols, mais s'avère très efficace lorsque précédé d'une extraction avec un autre surfactant.

Pour l'extraction des BPC, le Redicote E-11 (à base d'isopropanol) s'est avéré légèrement plus efficace que le Witconate 1223L (dodécylbenzène de sodium), mais comme il est plus dommageable pour l'environnement, le Witconate a été choisi pour le pré-traitement des

échantillons. Comparativement à ce que Samson et al. (1990) avaient constaté, aucun effet bénéfique ne fut obtenu par des lavages multiples ni par un temps de rétention plus élevé lors d'essais avec le surfactant Redicote E-11.

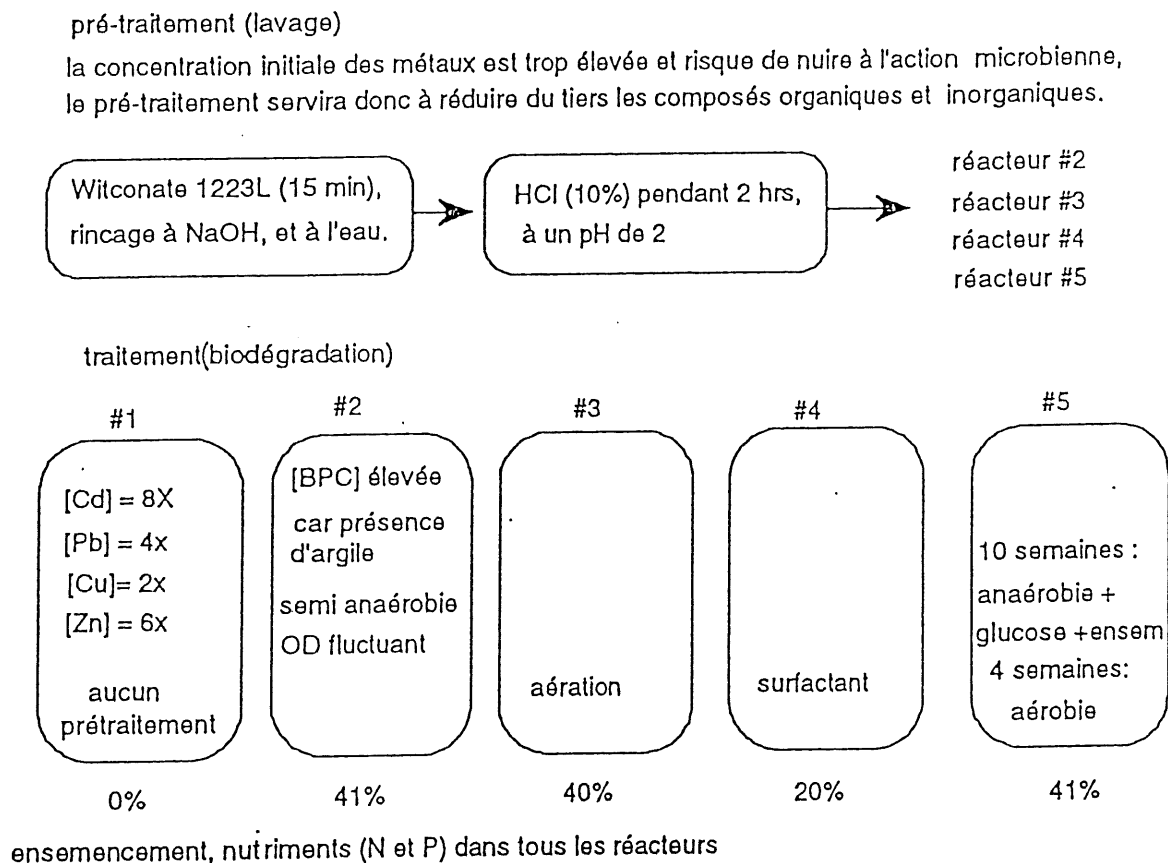


Figure 6-2 Essais en bioréacteur effectués par la firme Washburn & Gillis pour le traitement de sols contaminés aux BPC

Préalablement aux essais en bioréacteur, il a été nécessaire d'effectuer un pré-traitement car :

- les échantillons, trop contaminés en métaux lourds, risquaient de nuire aux micro-organismes; et
- la teneur en BPC était trop élevée pour qu'il y ait biodégradation significative pendant la courte durée du test, soit 10 semaines.

Ce pré-traitement, constitué d'un lavage de 15 min avec le Witconate 1223L suivi d'un lavage de 2 heures avec HCl (pH =2), devait réduire la charge organique et inorganique du tiers. Les sols résultants furent répartis dans les réacteurs #2 à #5. Le réacteur #1 était constitué de sol non traité (BPC: 1 575 ppm, Cd: 26.5 ppm, Cu: 20 400 ppm, Pb: 13 500 ppm, Zn: 4 070 ppm). Tous les réacteurs reçurent de 1 à 2 mg/l de P et N et furentensemencés avec un inoculum de bactéries indigènes ayant reçu de l'aération et des nutriments dans un réacteur pendant quatre semaines. Le traitement dura 10 semaines pour les quatre premiers réacteurs. Le cinquième fonctionna en mode anaérobie pendant 10 semaines avec ajout de glucose et de bactéries isolées de boues anaérobies d'une usine de papier utilisant du chlore. Puis il fonctionna en mode aérobie pendant quatre semaines supplémentaires avec le même ensemencement que les autres.

Bien entendu, il n'y eut aucune biodégradation dans le premier réacteur à cause de la trop grande concentration de métaux. Les réacteurs 2 et 5 eurent les meilleures efficacités de biodégradation, soit 41%. Bien qu'il n'y ait aucune mention de biodégradation aérobie de l'Aroclor 1260 dans la littérature, WGA explique la dégradation du réacteur 2 par sa probable opération en mode anaérobie (présence d'argile et fluctuation de l'oxygène dissout), et celle du réacteur 3 (mode aéré) par la présence de conditions optimales permettant la prolifération de micro-organismes aérobies et microaérophiles. La présence de surfactant Witconate 1223L dans le réacteur 4 a plutôt eu un effet contraire à celui attendu qui était de rendre les BPC biodisponibles. WGA ont plutôt observé une inhibition de l'activité des bactéries utilisatrices de BPC, au profit de celles utilisant le surfactant (tel que le confirme le grand nombre de bactéries).

Pour un traitement à grande échelle, WGA suggère l'utilisation d'un système de traitement par épandage au sol plutôt qu'un traitement dans un réacteur. Cela permettrait de minimiser les coûts, la quantité d'eau usée à traiter tout en facilitant les opérations d'entretien. En se basant sur la cinétique de réaction, sur la contamination et sur un volume à traiter de 210 m³, WGA estime que le traitement d'un tel site durerait 3.5 ans, en supposant des opérations de 9 mois par année. Les coûts du capital, d'opération, de maintenance et de main d'oeuvre ainsi que ceux du pré-traitement s'élèveraient à 705 000\$. Ce montant exclu les coûts du traitement pour les métaux.

6.4 Recommandations

À la lumière des résultats obtenus lors des essais en laboratoire et surtout de ceux à l'échelle pilote, l'auteure suggère l'utilisation d'un traitement appliqué au type de sol et de contamination. Par exemple, le traitement d'un sol fortement contaminé par des BPC à forte teneur en chlore (ex. Aroclor 1260) sera différent de celui d'un sol dont les BPC sont faiblement chlorés mais très adsorbés. Le tableau 6.5 résume les recommandations de l'auteure.

TABLEAU 6-5 TRAITEMENT À PRIVILÉGIER EN FONCTION DU TYPE DE SOL ET DE LA CONTAMINATION

Concentration (ppm)	teneur en chlore	disponibilité des BPC	traitement recommandé
↓	↓	oui	stimulation <i>in-situ</i> des micro-organismes indigènes avec ou sans ensemencement de souches performantes
↓	↓	non	test de faisabilité pour déterminer si un traitement <i>in-situ</i> est adéquat ou si un traitement <i>ex-situ</i> (andain ou réacteur) avec stimulation bactérienne et ajout de surfactant serait plus approprié
↑	↓	oui	traitement <i>in-situ</i> ou <i>ex-situ</i> avec stimulation bactérienne et ensemencement d'une combinaison de souches performantes
↑	↑	oui / non	traitement séquentiel en réacteur anaérobie-aérobie. Si les sols ou les sédiments ont déjà subi une déchloration naturelle, vérifier si la biodégradation peut être stimulée par l'ajout de nutriments

↑ signifie élevée et ↓ signifie faible

Dans le même ordre d'idée, l'auteure recommande des recherches plus poussées sur les sujets suivants :

- l'utilisation combinée de plusieurs souches ayant des capacités complémentaires (2,3-dioxygénase/3,4-dioxygénase, bactéries dégradant les BPC et celles dégradant les CBA);
- la découverte d'une source alternative de carbone (lixiviat, substances produites par les plantes, surfactants) aussi efficace mais moins toxique et coûteuse que le biphenyle;

- l'utilisation de bactéries libérant des substances tensioactives afin de rendre les BPC plus disponibles;
- l'utilisation de bactéries dégradant les BPC et utilisant un surfactant comme source de carbone;
- la biodégradation *ex-situ* en andain; et
- le traitement séquentiel anaérobie/aérobie pour des sols fortement contaminés.

CONCLUSION

Comparée aux technologies traditionnelles de décontamination des BPC dans les sols telles l'incinération, l'extraction par solvant ou encore la désorption thermique, la biodégradation comporte des avantages sociaux et économiques non négligeables. En effet, elle serait plus facilement acceptée par la population du fait qu'aucun ou peu de produits chimiques ou toxiques ne sont utilisés, qu'il n'y a pas d'émission de dioxines et de furanes, que le risque d'accidents telles les fuites et les explosions est faible, que les inconvénients sont peu nombreux (bruit, odeur), que les micro-organismes utilisés ne présentent aucun danger et que le processus est entièrement naturel. De plus, les infrastructures nécessaires pour un tel projet varient de rudimentaires (biodégradation en andain) à plus complexes (en réacteur), mais les coûts devraient quand même demeurer bas car les opérations sont simples, ne nécessitent pas ou peu d'électricité et les installations connexes telles les tours de refroidissement ou d'épuration des gaz sont inutiles.

Du point de vue légal, les modalités régissant la gestion des sols contaminés et les critères de décontamination sont les mêmes quel que soit le mode d'élimination. Des dispositions particulières réglementent le rejet de dioxines et de furanes dans l'environnement surtout lors de l'incinération mais ces rejets ne semblent pas, jusqu'à présent, soulever d'inquiétudes lors de la biodégradation.

Ainsi, la biodégradation serait la solution idéale si ce n'était de son état d'avancement technique. En effet, il n'a pas encore été démontré que cette technologie pouvait réduire la concentration de BPC dans les sols en deçà de 1 ppm. Les recherches sont prometteuses, mais une fois hors laboratoire, les taux de biodégradation ne sont pas aussi élevés que prévus. Pourtant, les recherches dans ce domaine sont nombreuses et prolifiques, les mécanismes de dégradation enzymatique ainsi que les facteurs influençant cette dégradation commencent à être maîtrisés et des souches de plus en plus performantes (naturelles ou recombinées) sont découvertes. La difficulté réside plutôt du passage de l'échelle laboratoire à l'échelle pilote.

Cependant, les réalisations sur le terrain sont suffisamment prometteuses pour justifier la poursuite des essais, mais l'auteure suggère de les appliquer davantage au type de contamination. Par exemple, lorsque les sols sont peu contaminés avec des BPC peu chlorés et que le contaminant est disponible (faiblement adsorbé à la matière organique), une stimulation *in-situ* des micro-organismes indigènes ou ensemencés pourrait s'avérer suffisante. Tandis qu'un traitement *ex-situ* avec ajout de solvant serait plus adapté à un sol contenant une grande quantité d'argile et de matière organique. Par contre, un sol contaminé avec un mélange d'Aroclor très chloré pourrait bénéficier d'un traitement séquentiel anaérobie-aérobie. De plus, l'utilisation combinée de plusieurs souches ayant des capacités complémentaires (2,3-dioxygénase et 3,4-dioxygénase, bactéries dégradant BPC et celles dégradant les CBA) devra être étudiée de façon plus approfondie. La biodégradation *ex-situ* en andain devrait également faire l'objet de recherches et d'essais supplémentaires étant donné que son efficacité pour le traitement des hydrocarbures est clairement établie.

RÉFÉRENCES

- Abramowicz, D.A. (1990) Aerobic and anaerobic biodegradation of PCBs: A review. Crit. Rev. Biotechnol., Vol 10, No 3, p.241-251
- Abramowicz, D.A. (1994) Aerobic PCB biodegradation and anaerobic PCB dechlorination in the environment. Research in Microbiol., Vol 145, No 1, p. 42-46.
- Adriaens, P., Focht, D.D. (1990) Continuous degradation of selected polychlorinated biphenyl congeners by *Acinetobacter* Spp. in an aerobic reactor system, Environ. Sci. Technol., Vol 24, No 7, p. 1042-1049
- Ahmad, D., R. Masse, et M. Sylvestre (1990) Cloning and expression of genes involved in 4-chlorobiphenyl transformation by *Pseudomonas testosteroni* : homology to polychlorobiphenyl-degrading genes in other bacteria, Gene Vol 86, p. 53-61
- Aldrich Chemical Cie inc. (1994) Catalog / handbook of fine chemicals, Milwaukee, 2375 p.
- Anid, P.J., B.P. Ravest-Webster, T.M. Vogel (1993) Effect of hydrogen peroxide on the biodegradation of PCBs in anaerobically dechlorinated river sediments, Biodegradation, Vol 4, p. 241-248.
- anonyme (1995) Projet de règlement sur les matières dangereuses, Gazette officielle du Québec, 29 mars 1995, 127 année, No 13, p. 1422-1456
- Arensdorf, J.J. et D.D. Focht (1994) Formation of chlorocatechol *meta* cleavage products by a Pseudomonad during metabolism of monochlorobiphenyls, Appl. Environ. Microbiol., Vol 60, No 8, p. 2884-2889
- Asturias, J.A., E. Moore, M. Yakimov, S. Klatte, et K.N. Timmis (1994) Reclassification of the polychlorinated biphenyl-degraders *Acinetobacter* sp. strain P6 and *Corynebacterium* sp. strain MB1 as *Rhodococcus globerulus*, Syst. Appl. Microbiol., Vol 17, p. 226-231
- Barriault, D., M. Sylvestre (1993) Factors affecting degradation by an implanted bacterial strain in soil microcosms, Can. J. Microbiol., Vol 39, No 6, p. 594-602
- Bartels, I., H-J. Knackmuss, et W. Reinecke (1984) Suicide inactivation of catechol 2,3 - dioxygenase from *Pseudomonas putida* mt-2 by 3-halocatechols, Appl. Environ. Microbiol., Vol 47, No 3, p. 500-504
- Bedard, D.L. (1990) Bacterial transformation of polychlorinated biphenyls dans Biotechnology and biodegradation, Kamely D., Omenn, G. (ed), Woodlands: Portfolio Publishing Company and Gulf Publishing Company, p. 369-388

- Bedard, D.L. et M.L. Habelt (1990) Influence of chlorine substitution pattern on the degradation of polychlorinated biphenyls by eight bacterial strains, *Microb. Ecol.*, Vol 20, No 2, p. 87-102
- Bedard, D.L. et M.L. Habelt, R.J. May, et M.J. Brennan (1987a) Evidence for novel mechanisms of polychlorinated biphenyl metabolism in *Alcaligenes eutrophus* H850, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 53, No 5, p. 1103-1112
- Bedard, D.L., R. Unterman, L.H. Bopp, M.J. Brennan, M.L. Habert, et C. Johnson (1986) Rapid assay for screening and characterizing microorganisms for the ability to degrade polychlorinated biphenyls, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 51, No 4, p. 761-768
- Bedard, D.L., R.E. Wagner, M.J. Brennan, M.L. Habert, et J.F. Brown, Jr. (1987b) Extensive degradation of Aroclors and environmentally transformed polychlorinated biphenyls by *Alcaligenes eutrophus* H850, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 53, No 5, p. 1094-1102
- Bedard, D.L., R.J. May (1996) Characterization of the polychlorinated biphenyls in the sediments of Wood Pond : Evidence for microbial dechlorination of Aroclor 1260 *in-situ*, *Environ. Sci. Technol.*, Vol 30, No 1, p. 237-245
- Bopp, L.H. (1986) Degradation of highly chlorinated PCBs by *Pseudomonas* strain LB400, *J. Ind. Microbiol.*, Vol 1, p. 23-29
- BPC-Québec, Cintec Environnement inc., Roche (1992) BPC Plan d'élimination des BPC dont le ministère de l'Environnement a la garde. Étude d'impact sur l'environnement, rapport principal, études préalables, Vol 3, 248 p.
- Brown, J.F., D.L. Bedard, M.J. Brennan, J.C. Carnahan, H. Feng, R.E. Wagner (1987) polychlorinated biphenyls dechlorination in aquatic sediments, *Science*, Vol 236, No 4802, p. 709-712
- Brunner, W., F.H. Sutherland, et D.D. Focht (1985) Enhancement biodegradation of polychlorinated biphenyls in soil by analog enrichment and bacterial inoculation, *J. Environ. Qual.*, Vol 14, p. 324-328
- Bumpus, J.A., S.D. Aust (1987) Biodegradation of chlorinated organic compounds by *Phanerochaete chrysosporium*, a wood-rotting fungus, dans Solving hazardous waste problem, Learning from dioxins, ACS Symposium Series 338, Ed. by Exner JH, Washington, DC, American Chemical Society, pp. 340-390
- Bumpus, J.A., T. Fernando, G.J. Mileski, et S.D. Aust (1987) Biodegradation of organopollutants by *Phanerochaete chrysosporium* : Practical considerations, In Proceedings of the thirteenth Annual Research Symposium on Treatment of Hazardous Waste, U.S.E.P.A., Cincinnati.
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (1990) Les déchets dangereux au Québec, une gestion environnementale, Les Publications du Québec, 491 p.

- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (1994) Rapport d'enquête et d'audience publique, L'élimination des BPC dont le MEF a la garde, Québec, 299 p.
- Carberry, J.B., et S.Y. Yang (1994) Enhancement of PCB congener biodegradation by pre-oxxydation with Fenton's reagent. *Wat. Sci. Technol.* 30:105-113.
- Carpentier, C. (1996) Conversation téléphonique, Chem-Security (Alberta) (514) 697-2266
- Carrier, G. (1991) Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes et analyses des risques toxiques, Le Passeur, Québec, 484 p.
- Catelani, D., C. Sorlini, et V. Trecanni (1971) The metabolism of biphenyl by *Pseudomonas putida*, *Experientia*, Vol 27, p. 1173-1174
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1990) Lignes directrices applicables aux systèmes mobiles de destruction des BPC, Ottawa, 115 p.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (1990) Lignes directrices applicables aux systèmes mobiles de traitement des BPC, Ottawa, 67 p.
- Clark, R.R., Chian, E.S.K., et R.A. Griffin (1979) Degradation of polychlorinated biphenyls by mixed microbial cultures, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 37, No 4, p. 680-685
- Commandeur, L.C.M., H.E. Vaneyseren, M.R. Opmeer, H.A.J. Govers, J.R. Parson (1995) Biodegradation kinetics of highly chlorinated biphenyls by *Alcaligenes* sp. JB1 in an aerobic continuous culture system, *Environ. Sci. Technol.*, Vol 29, No 12, p. 3038-3043
- Davila, B., K.W. Whitford, et E.S. Saylor (1993) EPA Engineering Issue - Technology alternatives for the remediation of PCB-Contaminated soil and sediment. United States Environmental Protection Agency, EPA/540/S-93/506, 25 p.
- Dietrich, D., W.J. Hickey, R. Lamar (1995) Degradation of 4,4'-Dichlorobiphenyl, 3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl, and 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl by White Rot Fungus *Phanerochaete chrysosporium*, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 61, No 11. p. 3904-3909
- Donnelly, P.K., R.S. Hedge, et J.S. Fletcher (1994) Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic plants, *Chemosphere*, Vol 28, No 5, p. 981-988
- ECO LOGIC (1995) Fiche technique : The ECO LOGIC Process for destruction and recycling of organic contaminants, Rockwood, 5 p.
- Environnement Canada (1989) Le transport des déchets dangereux : guide de questions et réponses, 89 p.

- Flanagan, W.P. et R.J. May (1993) Metabolite formation as evidence for *in-situ* aerobic biodegradation of polychlorinated biphenyls., Environ. Sci. Technol., Vol 27, No 10, p. 2207-2212.
- Focht, D.D. (1993) Microbial degradation of chlorinated biphenyls. In Soil Biochemistry, J.M. Bollag, G. Stozky (ed.), Marcel Dekker, pp. 341-407.
- Focht, D.D., (1995) Strategies for the improvement of aerobic metabolism of polychlorinated biphenyls, Current opinion Biotech., Vol 6, No 3, p. 341-346
- Forté, (1996) Conversation téléphonique, Stablex Canada Inc. (514) 430-9230
- Furukawa, K. (1986) Microbial degradation of polychlorinated biphenyls (PCBs), dans Biodegradation and detoxification of environmental pollutants. A.M. Chakrabarty (ed.). CRC Press, Boca Raton, F.L. p. 33-57
- Furukawa, K., K. Tonomura, et A. Kamibayashi (1978) Effect of chlorine substitution on the biodegradability of polychlorinated biphenyls, Appl. Environ. Microbiol., Vol 35, No 2, p. 223-227
- Furukawa, K., N. Hayase, T. Kazunari, N. Tomizuka (1989) Molecular relationship of chromosomal genes encoding biphenyl/ polychlorinated biphenyl catabolism : some soil bacteria possess a highly conserved bph operon, J. Bacteriol., Vol 171, No 10, p. 5467-5472
- Furukawa, K., N. Tomizuka, et A. Kamibayashi (1979) Effect of chlorine substitution on the bacterial metabolism of various polychlorinated biphenyls, Appl. Environ. Microbiol., Vol 38, No 2, p. 301-310
- Furukawa, K., et T. Miyazaki (1986) Cloning of a gene cluster encoding biphenyl and chlorobiphenyls degradation in *Pseudomonas pseudoalcaligenes*, J. Bacteriol., Vol 166, No 2, p. 392-398
- Gibson, D.T., D.L. Cruden, J.D. Haddock, G.J. Zylstra, J.M. Brand (1993) Oxidation of polychlorinated biphenyls by *Pseudomonas* sp. strain LB400 and *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707, J. Bacteriol., Vol 175, No 14, p. 4561-4564
- Grands Reportages (1996) Centre de traitement des déchets spéciaux de l'Alberta, RDI, 30 min.
- Gribble, G.W. (1994) The natural production of chlorinated compounds, Environ. Sci. Technol., Vol. 28, No 7, p.310A-319A
- Haddock, J.D., J.R. Horton, et D.T. Gibson (1995) Dihydroxylation and dechlorination of polychlorinated biphenyls by purified biphenyl 2,3 dioxygenase from *Pseudomonas* sp. strain LB400, J. Bacteriol., Vol 177, No 1, p. 20-26

- Harkness, M.R., J.B. Dermott, D.A. Abramowicz, J.J. Salvo, W.P. Flanagan, M.L. Stephens, F.J. Mondello, R.J. May, J.H. Lobos, K.M. Carroll, M.J. Brennan, A.A. Bracco, K.M. Fish, G.L. Warner, P.R. Wilson, D.K. Dietrich, D.T. Lin, C.B. Morgan, W.L. Gately (1993) *In-situ* stimulation of aerobic PCB biodegradation in Hudson River Sediments, Science, Vol 259, No 5094, p. 503-507
- Hartmann, J., W. Reineke, et H.-J. Knackmuss (1979) Metabolism of 3-chloro-, 4-chloro-, and 3,5-dichlorobenzoate by a pseudomonad, Appl. Environ. Microbiol., Vol 37, No 3, p. 421-428
- Hickey, W.J., D.B. Searles, et D.D. Focht (1993) Enhanced mineralization of polychlorinated biphenyls in soil inoculated with chlorobenzoate-degrading bacteria, Appl. Environ. Microbiol., Vol 59, No 4, p. 1194-1200
- Horvath, R.S. (1972) Microbial co-metabolism and the degradation of organic compounds in nature, Bacteriol. Rev., Vol 36, p.146-155
- Houle, M. (1996) Conversation téléphonique, Transport Canada (514) 283-5722
- Hutzinger, O., S. Safe, et V. Zitko (1974) The chemistry of PCB's, CRC Press, Inc., Cleaveland, 269 p.
- Isbister, J.D., L.G. Anspach, J.F. Kitchens (1984) Composting for degradation of PCBs in soil, in 1984 Hazardous Material Spills Conference : Prevention, Behavior, Control and Clean-up of Spills and Waste sites, p.104-109
- IT Corporation (1994) Emerging technology report : - Bench-Scale Testing of photolysis, chemical oxydation, and biodegradation of PCB contaminated soils, and photolysis of TCDD contaminated soils, EPA/540/R-94/531, 68 p.
- Joshi, B., S. Walia (1995) Characterization by arbitrary primer polymerase chain reaction of polychlorinated biphenyl (PCB)-degrading strains of *Comamonas testosteroni* isolated from PCB-contaminated soil, Can. J. Microbiol., Vol 41, No 7, p. 612-619
- Klasson, K.T., et B.S. Evans, (1993) PCB dechlorination in anaerobic soil slurry reactors, Compte rendu du symposium "Gas, Oil and Environmental Biotechnology, Colorado Springs, Colorado, 29 Novembre 1993, Sixth international Institute of Gas Technology, 12 p.
- Kohler, H.P.E., D. Kohler-Staub, et D.D. Focht (1988) Cometabolism of PCBs: enhancement transformation of Aroclor 1254 by growing bacterial cells, Appl. Environ. Microbiol., Vol 54, No 8, p. 1940-1945
- Lajoie, C.A., A.C. Layton, et G.S. Sayler (1994) Cometabolic oxidation of polychlorinated biphenyls in soil with a surfactant-based field application vector, Appl. Environ. Microbiol., Vol 60, No 8, p. 2826-2833

- Layton, A.C., C.A. Lajoie, J.P. Easter, R.Jernigan, M.J. Beck, et G.S. Sayler (1994) Molecular diagnostics for polychlorinated biphenyls degradation in contaminated soils, *Annals NY Acad. Sci.*, Vol 721, p. 407-422
- Legros, R. (1994) Avis technique - Étude comparative des efficacités de destruction des BPC de deux technologies d'incinération : le four rotatif et le lit fluidisé circulant, École Polytechnique, Université de Montréal, Montréal, 20 p.
- Liu, D. (1980) Enhancement of PCBs biodegradability by sodium lignin sulfonate, *Wat. Res.*, Vol 14, No 10, p. 1467-1475
- Matso K. (1995) Mother natures pump and treat, *Civil Engineering*, Vol 65, No 10, p. 46-49
- Mavoungou, R.P. (1989) Les biphényles polychlorés : risques pour l'environnement, la santé humaine et biodéshalogénéation par des consortiums microbiens anaérobies, *Essai de Maîtrise*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 209 p.
- McCullar, M.V., V. Brenner, R.H. Adams, et D.D. Focht (1994) Construction of a novel polychlorinated biphenyl- degrading bacterium: utilisation of 3,4'- dichlorobiphenyl by *Pseudomonas acidovorans M3GY*, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 60, No 10, p. 3833-3839
- Mcdermott, J.B., R. Unterman, M.J. Brennan, R.E. Brooks, D.P. Mobley, C.C.Schawartz, D.K.Dietrich (1989) Two strategies for PCB soil remediation : biodegradation and surfactant extraction, *Environ. Progress.*, Vol 8, No 1, p. 46-51
- Ministère de l'environnement et de la Faune (1994) Politique de réhabilitation des terrains contaminés, St-Foy, 52 p.
- Mondello, F.J. (1989) Cloning and expression of *Escherichia coli* of *Pseudomonas* strain LB400 genes encoding polychlorinated biphenyl degradation, *J. Bacteriol.*, Vol 171, No 3, p. 1725-1732
- Pagano, J.J., R.J. Scrudato, R.N. Roberts, J.C. Bemis (1995) Reductive dechlorination of PCB-contaminated sediments in an anaerobic bioreactor system, *Environ. Sci. Technol.*, Vol 29, No 10, p. 2584-2589
- Paquin, J. (1996) Conversation téléphonique, Sanexen Services Environnementaux Inc., (514) 646-7878
- Parsons, J.R., D.T.H.M. Sijm, A. van Laar, et O. Hutzinger (1988) Biodegradation of chlorinated biphenyls and benzoic acids by a *Pseudomonas* species, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, Vol 29, p. 82-84
- Pellet, M., P. Lecomte, C. Carrozo, G. Pairet (1993) La réhabilitation par voies biologiques de sites contaminés par des PCB, *Tech. Sci. Méthodes. Génie Urbain- Génie rural*, No 9, pp. 453-458

- Rochkind-Dubinsky, M.L., G.S. Sayler, J.W. Blackburn (1987) (ed.) Microbiology Series. Volume 18 : Microbiological decomposition of chlorinated aromatic compounds - Chlorinated Biphenyls. Marcel Dekker, Inc., New-York, p.142-152
- Safe, S. (1992) Toxicology, structure-function relationship, and human and environmental health impacts of polychlorinated biphenyls : progress and problems, Environ. Hlth. Perspect., Vol 100, p. 259-268
- Samson, R., T. Cseh, J. Hawari, C.W. Greer, et R. Zaloum (1990) Biotechnologies appliquées à la restauration de sites contaminés avec exemple d'application d'une technique physico-chimique et biologique pour les sols contaminés par des BPC, Sci. Techn. Eau, Vol 23, No 1, p. 15-23
- Sanexen Services Environnementaux Inc. (1993) Présentation générale, le Procédé D+
- Sbrolla, J. (1995) The Logic "Down Under", Hazardous Materials Management, Vol 7, No 2, p.22-24
- Schnoor, J.L., L.A. Licht, S.C. McCutcheon, N.L. Wolfe, L.H. Carreira (1995) Phytoremediation of organic and nutrient contaminants, Environ. Sci. Technol. Vol 29, No 7, p. 318A-323A
- Seto, M., K. Kimbara, M. Shimura, T. Hatta, M. Fukuda, K. Yano (1995) A novel transformation of polychlorinated biphenyls by *Rhodococcus* sp strain RHA1, Appl. Environ. Microbiol., Vol 61, No 9, p.3353-3358
- Sondossi, M., M. Sylvestre, et D. Ahmad (1992) Effects of chlorobenzoate transformation on the *Pseudomonas testosteroni* biphenyl and chlorobiphenyl degradation pathway, Appl. Environ. Microbiol., Vol 58, No 2, p. 485-495
- Sylvestre, M. (1995) Biphenyl/Chlorobiphenyls catabolic pathway of *Comamonas testosteroni* B356 : Prospect for use in bioremediation, Intern. Biodeterioration & Biodegradation, Vol 35, No 1-3, p. 189-211
- Sylvestre, M. K. Mailhiot, et D. Ahmad (1989) Isolation and preliminary characterisation of a 2-chlorobenzoate degrading *Pseudomonas*, Can. J. Microbiol., Vol 35, No 4, p. 439-443
- Sylvestre, M.(1987) La biodégradation des BPC, Interface, Vol 8, No 6, p. 13-17
- Trépanier, J.P. (1984) Biphényles Polychlorés, informations générales et situation au Québec, Service d'analyse des études d'impact, Ministère de l'environnement, 187 p.
- TriWaste Reduction Services Inc (nd) Fiches techniques fournies par la compagnie

- United States Environmental Protection Agency (1995) Emerging Technology Summary - Bench-Scale Testing of photolysis, chemical oxydation, and biodegradation of PCB contaminated soils, and photolysis of TCDD contaminated soils, Superfund innovative technology evaluation, EPA/540/SR-94/531, 5 p.
- Vidéo promotionnel du Alberta Special Waste Management System, Putting the pieces together, 12 min.
- Waid, J.S. (ed.) (1986) PCBs and the environment, Vol 1-2, CRC Press, Inc., Boca Raton
- Wang, Y., J. Gagnon, D. Labbe, H. Bergeron, P.C.K. Lau (1995) Sequence and expression of the BPDC1C2BADE genes involved in the initial steps of biphenyls chlorobiphenyl degradation by *Rhodococcus* sp. M5, Gene, Vol 164, No 1, p. 117-122
- Washburn And Gillis Associates LTD. (1993) Evaluation of soil washing and bioslurry reactor treatment for sites contaminated with PCBs found in association with heavy metals (Saint-John, NB), Rapport au NB Department of the Environment, 111 p.
- Zeddel, A., A. Majcherczyk et A. Hutterman (1993) Degradation of polychlorinated biphenyls by white-rot fungi *Pleurotus ostreatus* and *Trametes versicolor* in a solid state system, Toxicol. Environ. Chem., Vol 40, p. 255-266
- Zeddel, A., A. Majcherczyk, A. Hutterman (1994) Degradation and mineralization of polychlorinated biphenyls by white-rot fungi in solid-phase and soil incubation experiments in Bioremediation of polychlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbon compounds, Lewis Publishers, p. 436-440

BIBLIOGRAPHIE

- Adriaens, P. (1994) Evidence for chlorine migration during oxidation of 2-chlorobiphenyl by a type II methanotroph. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:1658-1662.
- Adriaens, P., et D. Grbic-Galic (1994) Cometabolic transformation of mono- and dichlorobiphenyls and chlorohydroxybiphenyls by methanotrophic groundwater isolates, *Environ. Sci. Technol.*, Vol 28:1325-1330.
- Ahmed, M., et D.D. Focht (1973) Degradation of polychlorinated biphenyls by two species of *Achromobacter*. *Can. J. Microbiol.*, Vol 19, No 1 p.47-52.
- Alexander, M. (1994) Biodegradation and bioremediation, Academic Press Inc., San Diego, 302 p.
- Baker, K.H., D.S. Herson (1994) Bioremediation, McGraw-Hill Inc., New York, 373 p.
- Barton, M.R., et R.L. Crawford (1988) Novel transformation of 4- chlorobiphenyl by a *Pseudomonas* sp. *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 54, No 2, p. 594-595
- Eaton, D.C. (1985) Mineralization of polychlorinated biphenyls by *Phanerochaete chrysosporium*: A lignolytic fungus, *Enzyme Microbiol. Technol.*, Vol 7, p.194-196
- Erickson, B.D., Mondello, F.J. (1993) Enhanced biodegradation of polychlorinated biphenyls after site-directed mutagenesis of a biphenyl dioxygenase gene, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 59, No 11, p. 3852-3862
- Fish, K.M., J.M. Principe (1994) Biotransformation of Aroclor 1242 in Hudson river test tube microcosms, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 60, No 12, p. 4289-4296
- Furukawa, K., F. Matsumura et K. Tonomura (1978) *Alcaligenes* and *Acinetobacter* strains capable of degrading polychlorinated biphenyls, *Agric. Biol. Chem.*, Vol 42, No 3, p. 543-548
- Gibson, D.T., R.L. Roberts, M.C. Wells, et V.M. Kopal (1973) Oxidation of biphenyl by a *Beijerinckia* species, *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, Vol 50, p. 211-219
- Hickey, W.J., V. Brenner, et D.D. Focht (1992) Mineralization of 2-chloro- and 2,5-dichlorobiphenyl by *Pseudomonas* sp. strain UCR2, *Fems Microbiol. Lett.*, Vol 98, p. 175-180
- Khan, A., et S. Walia (1989) Cloning of bacterial genes specifying degradation of 4-chlorobiphenyl from *Pseudomonas putida* OU83, *Appl. Environ. Microbiol.*, Vol 55, No 4, p. 798-805

- Masse, R., F. Messier, L. Peloquin, C. Ayotte, et M. Sylvestre (1984) Microbial degradation of 4- chlorobiphenyl, model compound of chlorinated biphenyls, Appl. Environ. Microbiol., Vol 47, No 5, p. 947-951
- Nadim, L., M.J. Schocken, F.K. Higson, D.T. Gibson, D.L. Bedard, L.H. Bopp, et F.J. Mondello (1987) Bacterial oxidation of polychlorinated biphenyls. Preceedings of the 13th Annual Research Symposium on Land Disposal, Remedial Action, Incineration, and Treatment of Hazardous Waste. Unites States Environmental Protection Agency , Cincinnati, Ohio, EPA/600/9-87/015, pp395-402.
- Omori, T., K. Sugimura, H. Ishigooka, et Y. Minoda. (1986) Purification and some properties of a 2- hydroxy-6-oxo-6-phenyl-exa-2,4-dienoic acid hydrolyzing enzymes from *Pseudomonas cruciviae* S93 B1 involved in degradation of biphenyl, Agric. Biol. Chem., Vol 50, No 4, p. 931-937
- Portier, R., K. Fujisaki (1988) Aquatic toxicology and hazard assessment, Vol 10, ASTM STP971, Adams, Chapman, Landis (eds). ASTM. Philadelphia, 517p.
- Tiedje, J.M., J.F.I. Quensen, S-J. Chee, J.P. Schimel, S.A. Boyd (1993) Microbial reductive dechlorination of PCBs, Biodegradation, Vol 4, p. 231-240
- United States Environmental Protection Agency (1990) Engineering Bulletin: Slurry biodegradation, EPA/540/2-90/016, 8 p.
- United States Environmental Protection Agency (1992) Bioremediation of Hazardous Wastes, EPA/600/9-91/036. 72 p.
- United States Environmental Protection Agency (1992) BioTrol soil washing system for treatment of a wood preserving site, EPA/540/A5-91/003, 55 p.
- United States Environmental Protection Agency (1994) Engineering Bulletin: *In-situ* biodegradation treatment, EPA/540/S-94/502, 16 p.
- Yates, J.R., F.J. Mondello (1989) Sequence similarities in the genes encoding polychlorinated biphenyl degradation by *Pseudomonas* strain LB400 and *Alcaligenes eutrophus* H850, J. Bacteriol., Vol 171, No 3, p. 1733-1735

Tableau A-1. Liste et description sommaire de microorganismes jouant un rôle dans la dégradation des BPC

<u>espèces / souches</u>	<u>voie catabolique</u>	<u>substrat / co- substrat</u>	<u>origine</u>	<u>caractéristiques</u>	<u>références</u>
BACTÉRIES					
Acinetobacter P6.	2-3 dioxygénase			équivalente à Corynebacterium sp. MB1 et renommée Rhodococcus globerulus P6	Asturias et al., 1994
Acinetobacter 4-CB1		CBA			Adriaens et Focht, 1990
Alcaligenes sp.	2-3 dioxygénase	MCBP, DCBP, quelques tri, tétra et penta			
Alcaligenes sp. JB1	2-3 dioxygénase	MCBP, DCBP, tri, tétra, penta et hexa, mono-CBA		anciennement appelée Pseudomonas sp. JB1, ressemble à 95% à A. denitrificans	Abramowicz, 1990; Carberry et Yang, 1994
A. eutrophus GC4202	2-3 dioxygénase		isolée par IT Corporation Knoxville, TN		Layton et al., 1992
A. eutrophus H850	2-3 et 3,4-dioxygénase	BP, MCBP (4-CBP n'est pas un bon substrat), 3-CBA et un large spectre de congénères		attaque principalement les congénères substitués en position ortho (2-, 2,4-, 2,5- et 2,4,5- CBP...), dégrade 38 des 41 plus grands pics de Aroclor 1242, et 15 des 44 plus grands pics de 1254. Croît sur les composés aromatiques produits par les plantes.	Bedard et al., 1987a; Bedard et al., 1987b; Bedard et Harbelt, 1990; Donnelly et al., 1994
A. faecalis B556	autre			produit un agent tensio-actif	Barriault et Sylvestre, 1993
Corynebacterium sp. MB1	2-3 dioxygénase			équivalente à Acinetobacter P6 et renommée Rhodococcus globerulus P6	Asturias et al., 1994
Escherichia coli FM4560	2-3 et 3,4-dioxygénase		recombinée avec operon dégradant les BPC de Pseudomonas LB400	possède une compétence de dégradation similaire à la souche donneuse, ne nécessite pas de BP, grande résistance aux hautes températures et haut degré de survie dans les sols	Mondello, 1989
Pseudomonas sp.	2-3 dioxygénase				
P. aeruginosa JB2		utilise certains CBA (pas 4-CBA) comme seule source de C, mais pas BP, ni CBP	isolée de sol contaminé de Fontana, CA	augmente la minéralisation des BPC dans le sol	Hickey et al., 1993
P. cepacia P166		BP, MCBP, divers congénères		minéralise les MCBP, [2-CBA] > 0.5% (v) toxique, voie catabolique illustrée à la figure 3.5	Arendsdorf et Focht, 1994

P. B300		2-CBA		elle est capable de croître et de dégrader complètement le 2-CBA	Sylvestre et al., 1989
P. IPL5	2-3 dioxygénase	dégrade BPC en absence de BP	souche recombinée avec l'opéron de dégradation des BPC	souche utilisatrice de surfactant et capable de dégrader les BPC. Elle peut être enrichie par l'ajout de surfactant, capable de dégrader 25/33 congénères de Aroclor 1248 en absence de BP	Lajoie et al., 1994
P. PB133		BP, pas CBA, différents congénères	isolée de boues d'égoût de Panama City		Hickey et al., 1993
P. pseudoalcaligenes KF707	2-3 et 3,4-dioxygénase	mono- à tri- CBP		génétiquement semblable à P.LB400, mais différente gamme de spécificité de substrat.	Abramowicz 1990, Sylvestre, 1995
P. (putida) LB400	2-3 et 3,4-dioxygénase	mono- à hexa- CBP, 3-CBA		possède un pouvoir de dégradation supérieure pour un vaste choix de congénères (tout comme H850). Croît sur les composés aromatiques produits par les plantes.	Abramowicz, 1990; Bedard et Habelt, 1990; Bedard et al., 1986; Donnelly et al., 1994
P. putida P111		utilise certains CBA comme seule source de C, mais pas BP, ni CBP	isolée de boues d'égoût de Panama City		Hickey et al., 1993
P. UCR1		minéralise BPC		minéralise 3-CBP, lorsqu'ajoutée à des sols, aide à augmenter la minéralisation, mais moins que l'ajout de souche utilisatrice de CBA	Hickey et al., 1993
P. UCR2		minéralise BPC		minéralise 2-, 2,5-CBP, lorsqu'ajoutée à des sols, aide à augmenter la minéralisation, mais moins que l'ajout de souche utilisatrice de CBA	Hickey et al., 1993
P. testosteroni B356 ou Comamonas testosteroni B356	2-3 dioxygénase			capable de dégrader 50% Aroclor 1242 en culture liquide agitée, et 30% dans des sols. 13 des 21 bactéries isolées d'un sol contaminé d'une manufacture d'auto étaient de cette espèce, mais démontraient des capacités de dégradation très variées. Il semblerait qu'ils possèdent la 3,4-dioxygénase.	Barriault et Sylvestre, 1993; Joshi et Walia, 1995
Rhodococcus globerulus P6 (autrefois connue sous les noms : Alcaligenes P6 et Corynebacterium sp. MB1)	2-3 dioxygénase	3- > 4- > 2-CBP, vaste spectre de congénères		possède les meilleures capacités de dégradation des bactéries possédant la 2,3 - dioxygénase, dégrade les 4-, 2,3-, 3,4- plus facilement que H850. Pourrait être utilisée en combinaison avec LB400 ou H850 pour un spectre plus vaste de dégradation. Croît sur les composés aromatiques produits par les plantes.	Bedard et al., 1987a; Donnelly et al., 1994
Rhodococcus sp. RHA1			isolée d'un échantillon de sol contaminé par un pesticide - - hexachloro-cyclohexane par transfert répétitif sur du milieu W et sur du BP	possède une grande capacité de dégradation de divers congénères ortho ou para. Dégrade 45 des 62 plus grands pics d'un mélange de Kanechlor semblable à l'Aroclor 1254. Semblerait aussi dégrader les sous-produits di- et tri- CBA formés.	Seto et al., 1995

Acidovorax facilis Alcaligenes xylosoxydans Bacillus sphaericus Hydrogenophaga pseudoflava Pseudomonas avanae Rhodococcus fascians			isolées d'un sol contaminé d'une manufacture d'auto, NY		Joshi et Walia, 1995
Alcaligenes odrans A. denitrificans Achromobacter sp					Furukawa, 1986
Arthrobacter B1B					
Alcaligenes Y42					
Beijerinckia sp.					Furukawa, 1986
Nocardia sp.					Furukawa, 1986
Pseudomonas ENV307					
Pseudomonas acidovorans Pi939 Pi101 Pi304 H702 H1130					
Pseudomonas cepacia H201 Pi704 RJB					
Pseudomonas putida OU83 KF715					
Pseudomonas testosteroni H128 H336 H430					
Rhodococcus M5				anciennement nommée Arthrobacter M5	Wang et al., 1995
<u>CHAMPIGNONS</u>					
Aspergillus niger				métabolise un mélange de BPC de moins de 42% (poids) de chlore	Dietrich et al., 1995
A. flavus				a été incapable de métaboliser un mélange de BPC ayant entre 32-60% (poids) de chlore	Dietrich et al., 1995
Phanerochaete chrysosporium				dégrade les BPC faiblement chlorés et à faible concentration. Les sous-produits de la dégradation de 4,4'-BPB sont le 4-CBA et 4- alcool chlorobenzyle, suggérant une voie catabolique semblable aux bactéries aérobies. Il semblerait que les composés substitués en ortho soit plus facilement attaqués.	Bumpus et al., 1987; Dietrich et al., 1995

Pleurotus ostreatus et Trametes versicolor				ont démontré une capacité dégradative supérieurs à P. chrysosporium	Zeddel et al., 1993
Rhizopus japonicus				convertit 4-CBP en 4-chloro-4-hydroxybiphényle	Furukawa, 1986